

HELSINGIN YLIOPISTO
MAATALOUS-METSÄTIETEELLINEN TIEDEKUNTA
METSÄTIETEIDEN LAITOS

**Eliöstön monimuotoisuus rakennetuilla
hulevesikosteikoilla Vihdin Nummelassa**

Maisterintutkielma

Metsäekologia

Anna Halonen

2018

Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty Maa- ja metsätaloustieteellinen tiedekunta		Laitos/Institution– Department Metsätieteiden laitos
Tekijä/Författare – Author Anna Halonen		
Työn nimi / Arbetets titel – Title Eliöstön monimuotoisuus rakennetuilla hulevesikosteikoilla Vihdin Nummelassa		
Oppiaine /Läroämne – Subject Metsäekologia		
Työn laji/Arbetets art – Level Pro-Gradu tutkielma	Aika/Datum – Month and year 5/2018	Sivumäärä/ Sidoantal – Number of pages 56
<p>Tiivistelmä/Referat – Abstract</p> <p>Tämän pro gradu-tutkielman tarkoituksena on tutkia eliöstön asettumista ja monimuotoisuuden kehittymistä rakennetuilla kosteikoilla. Luonnonkosteikkojen tiedetään olevan biodiversiteetiltään rikkaita alueita. Kosteikkoja rakennetaan pääasiallisesti joko vedenlaadun parantamiseksi tai lintukosteikoiksi, mutta linnuston ohella niiden ylläpitämää eliöstön monimuotoisuutta ei ole juuri tutkittu Suomessa. Helsingin yliopiston, Vihdin kunnan, Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistyksen sekä Uudenmaan ELY-keskuksen yhteinen EU Life+-rahoitteinen Keidas-hanke on seurannut kahta hulevesikosteikkoa Vihdin kunnan alueella Nummelassa; YK:n luonnon monimuotoisuuden juhluvuonna 2010 rakennettua Portin kosteikkoa ja Life+ Keidas-projektissa vuosina 2011–2014 rakennettua Niitun kosteikkoa. Kosteikkojen perustamisen tavoitteina on ollut puhdistaa valumavesiä ennen niiden purkua Vihdin Enäjärveen sekä lisätä taajama-alueen asukkaiden viihtyisyyttä ja tarjota heille virkistyskäyttöalueita ja luontokokemuksia. Hankkeen tarkoituksena on kuitenkin myös kehittää muita kosteikkojen tarjoamia ekosysteemipalveluja. Yksi tällainen tavoite on luoda uusia elinympäristöjä ja lisätä alueella elävän eliöstön monimuotoisuutta.</p> <p>Tutkielmassa seurataan, miten eliöstö asettui vastarakennetuille taajamakosteikoille. Tässä tutkielmassa keskitytään vesiselkärangattomiin, sillä ne toimivat merkittävänä linkkinä primäärituotannon ja suurempien kuluttajien välillä ja ovat siksi tärkeä tekijä kosteikkoympäristön eliöstön monimuotoisuudelle. Vesiselkärangattomien esiintymiseen vaikuttavia tekijöitä ovat erityisesti kalojen esiintyminen sekä kasvillisuuden määrä. Seurantoja suoritettiin kolmena peräkkäisenä vuotena 2014-2016. Vertailukohteena ja esimerkkinä luonnonvesistöstä käytin kosteikkojen alajuoksulla sijaitsevaa Vihdin Enäjärveä. Vesiselkärangattomien seuranta suoritettiin aktiivipyydyksin, jotka olivat kaikilla tutkimuskohteilla 2 vuorokautta jokaisena seurantakesänä. Vesiselkärangattomat jaettiin koon perusteella viiteen eri kokoluokkaan, joiden välistä yleisyyttä vertailtiin eri kohteiden kesken. Vesiselkärangattomille laskettiin myös biomassaindeksi kokonaistuotannon vertailemista varten. Lisäksi vesiselkärangattomien yhteisöjen monimuotoisuutta arvioitiin Shannonin ja Jaccardin monimuotoisuusindeksien avulla.</p> <p>Kokoluokkien vertailussa näkyi, että altaissa, joissa kasvillisuus ei ollut vielä asettunut, oli vesiselkärangattomien kokoluokkajakauma painottunut pienimpään luokkaan. Vuosittaista vaihtelua esiintyi, mutta pääpiirteissään esiintyi Portin kosteikolla enemmän suurempien kokoluokkien vesiselkärangattomia kuin nuoremmalla Niitun kosteikolla tai Enäjärvessä. Enäjärvessä kalojen aiheuttama suuri saalistuspaine on todennäköisin selitys vesiselkärangattomien suurempien kokoluokkien vähäisyyteen. Biomassaindeksin kehitys kummallakin kosteikolla oli epätasaista ensimmäisen vuoden biomassaindeksin ollessa suurin piirtein yhtä suuri kuin viimeisenkin, kun toisaalta Enäjärven biomassaindeksi laski jokaisena vuonna. Vesiselkärangattomien populaatioissa tapahtuneet muutokset ilmenevätkin paremmin kokoluokkajakaumista. Vesiselkärangattomien monimuotoisuus Portin kosteikolla oli suurin piirtein yhtä suurta kuin Enäjärvellä, kun taas Niitun kosteikolla monimuotoisuus oli hieman alhaisempaa. Tämä vastaa teoriaa siitä, että vie noin neljä vuotta ennen kuin vesiselkärangattomien monimuotoisuus on saavuttanut maksiminsa kosteikon rakentamisen jälkeen. Pidempiaikainen seuranta ja eritoten suurempi otos antaisi tarkempia tietoja tutkimuskosteikkojen vesiselkärangattomista, mutta tämän tutkielman tulosten perusteella voidaan päätellä, että vesiselkärangattomien kannat ovat kehittyneet kosteikoilla toivotulla tavalla ja kosteikkojen voidaan olettaa tarjoavan habitaatteja monille vesiselkärangattomia ravinnokseen hyödyntäville lajeille.</p>		
<p>Avainsanat – Nyckelord – Keywords</p> <p>rakennettu kosteikko, taajamakosteikko, hulevesikosteikko, eliöstön monimuotoisuus, vesiselkärangattomat, rakennetun kosteikon ekosysteemipalvelut, rakennetun saviuoman elinympäristö</p>		
<p>Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited</p> <p>Helsingin yliopiston kirjasto – Helda / E-thesis (opinnäytteet) ethesis.helsinki.fi</p>		
<p>Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information</p> <p>Ohjaaja: Outi Wahlroos (Keidas-hanke/ Turun yliopisto). Valvoja: Harri Vasander (Helsingin yliopisto). Työ on osa EU:n Life+ ympäristörahoituksen Life+11 ENV/FI/911 Keidas-projektia, jota ovat osarahoittaneet Maa- ja vesitekniiikan tuki ry ja Ympäristöministeriö.</p>		

Tiedekunta/Osasto Fakultet/Sektion – Faculty Faculty of Agriculture and Forestry		Laitos/Institution– Department Department of Forest Sciences	
Tekijä/Författare – Author Anna Halonen			
Työn nimi / Arbetets titel – Title Faunal diversity in created stormwater wetlands in Nummela, Vihti			
Oppiaine /Läroämne – Subject Forest ecology			
Työn laji/Arbetets art – Level Master's thesis	Aika/Datum – Month and year 5/2018	Sivumäärä/ Sidoantal – Number of pages 56	
<p>Tiivistelmä/Referat – Abstract</p> <p>The aim of this master's thesis is to study the establishment and development of faunal diversity on created wetlands. Natural wetlands are known to be rich in biodiversity. Wetlands are most often created to either improve the quality of water or as habitats for birds, but aside of water fowl, the importance of created wetlands in supporting faunal biodiversity has not been much studied in Finland. The EU Life+-funded Urban Oases-project that was carried out by the University of Helsinki, the Municipality of Vihti, the Water Protection Association of the River Vantaa and Helsinki Region, and the Uusimaa Centre for Economic Development, Transport and the Environment, has monitored two stormwater wetlands in Nummela, Vihti: the Gateway wetland that was constructed to celebrate the UN international year of biodiversity in 2010, and the Niittu wetland that was constructed by the Urban Oases project during 2011-2014. The wetlands were constructed to treat urban run-off water and to provide urban dwellers recreational areas and nature experiences. However, the project aimed at enhancing other wetland-related ecosystem services as well. One of these objectives was to create new habitats and to increase the diversity of fauna inhabiting the area.</p> <p>In my Master's thesis I monitored the establishment of fauna at the newly constructed wetlands. In this study I concentrated on aquatic invertebrates, as they function as a significant energetic link between the trophic base of a system and higher-level consumers and are therefore crucial for the development of faunal diversity in wetland environments. Two main factors affecting establishment of invertebrates are the presence of fish and the degree of vegetation cover on a wetland. Sampling was conducted during the years 2014-2016. As a reference site I used Lake Enäjärvi, Vihti which is located downstream from the wetlands. The monitoring was conducted with activity traps which were at the research sites for 48 hours during each monitoring year. The caught invertebrates were divided into five size classes and the abundance of each class was compared between the sites. A biomass-index was calculated for each site to compare production between sites. Diversity of the monitored invertebrate populations was estimated by using the Shannon and Jaccards diversity-indexes.</p> <p>The size class comparison showed that those constructed pools in which vegetation had not yet been established, the smaller size classes were dominating. While there was annual variation, in general the invertebrate population in the Gateway wetland was more evenly distributed between size classes than in the younger Niittu wetland or in Lake Enäjärvi. In Lake Enäjärvi the heavy predation by fish is the most probable explanation for the absence of the bigger size classes of invertebrates. The biomass index varied year to year at each site but was on average greatest at the Gateway wetland. However, the comparison of size classes seems to be a more suitable method for studying the changes within the invertebrate communities. The diversity of invertebrates at the Gateway wetland and Lake Enäjärvi was approximately the same whereas the Niittu wetland had a slightly lower diversity. This is in accordance with the theory that it takes at least four years for the diversity of invertebrates to reach its maximum at a newly established site. A longer monitoring period and especially a greater sample would give a more precise picture on the invertebrates at the wetlands, however already from the results of this thesis can be concluded that the communities of aquatic invertebrates have developed in the created Nummela wetlands as designed and targeted for and that the wetlands can be presumed to provide habitats for many species that rely on invertebrate prey.</p>			
<p>Avainsanat – Nyckelord – Keywords constructed wetland, created wetland, urban wetland, stormwater wetland, faunal diversity, aquatic invertebrates, created wetland ecosystem services, constructed clay stream habitat</p>			
<p>Säilytyspaikka – Förvaringställe – Where deposited Viikki Campus Library – Helda / E-thesis (opinnäytteen) ethesis.helsinki.fi</p>			
<p>Muita tietoja – Övriga uppgifter – Additional information Instructor: Outi Wahlroos (Urban Oases-project/University of Turku), Supervisor: Harri Vasander (University of Helsinki). This thesis is part of the EU Life+11 Environment/FI/911 Urban Oases-project, which is co-financed by the Maa- ja vesiteknikan tuki ry and the Ministry of Environment.</p>			

SISÄLLYS

1	JOHDANTO	1
1.1	Työn tausta.....	1
1.2	Keidas-hanke	2
1.3	Kosteikot ja ekosysteemipalvelut.....	4
1.4	Biodiversiteetti eli elämän monimuotoisuus	5
1.5	Taajamaluonto	7
1.6	Kosteikot elinympäristönä.....	9
1.6.1	Eliöstön monimuotoisuuteen vaikuttavat tekijät kosteikkoympäristössä ..	9
1.6.2	Vesiselkärangattomien merkitys	11
1.6.3	Kalojen vaikutus	11
1.6.4	Rakennettujen hulevesikosteikkojen monimuotoisuus	13
1.7	Työn tarkoitus	16
2	AINEISTO JA MENETELMÄT	17
2.1	Tutkimusalueet.....	17
2.1.1	Portin kosteikko.....	20
2.1.2	Niitun kosteikko	20
2.1.3	Vertailuvesistö Enäjärvi.....	22
2.2	Aineiston kerääminen ja käsittely	23
2.2.1	Vesiselkärangattomat.....	23
2.2.2	Kokoluokkakajakauma ja biomassaindeksi.....	23
2.2.3	Tilastollinen analyysi.....	24
2.2.4	Shannonin ja Jaccardin monimuotoisuusindeksit.....	24
3	TULOKSET	26
3.1	Portin ja Niitun kosteikot.....	26
3.1.1	Vesiselkärangattomien taksonit ja biomassaindeksit	26
3.1.2	Kokoluokkakajakauma	28
3.1.3	Vesiselkärangattomien monimuotoisuus	34
3.2	Niitun altaiden vertailu.....	35

3.2.1	Vesiselkärangattomien taksonit ja biomassaindeksit	35
3.2.2	Kokoluokkajakauma.....	36
3.2.3	Monimuotoisuus.....	37
4	TULOSTEN TARKASTELU	38
4.1	Kokoluokkajakauman ja biomassaindeksin kehitys	38
4.2	Monimuotoisuus	41
4.3	Kosteikkojen muu eliöstö.....	43
4.4	Tutkimuksen validiteetti ja tarve jatkotutkimukselle.....	46
5	JOHTOPÄÄTÖKSET	47
	Lähteet.....	48

1 JOHDANTO

1.1 Työn tausta

Kosteikot ovat ekosysteemejä avoveden ja kiinteän maan välimaastossa. Kosteikoilla pinta-alaltaan kohtalaisen pienilläkin alueilla monimuotoisuus ja tuottavuus ovat usein poikkeuksellisen suuria. Veden, maan ja niiden välimaaston kohdatessa on ominaisuuksiltaan vaihtelevien habitaattien eli elinympäristöjen kirjo suuri. Habitaattien monimuotoisuus puolestaan tarjoaa elämän edellytykset laajalle joukolle organismeja (Ramsar Convention Secretariat 2013).

Monimuotoisuuden lisäksi kosteikot tarjoavat myös useita muita ekosysteemipalveluja, joiden arvostus on kasvanut sitä myöten, kun kosteikkojen määrä ja laatu ovat maailmanlaajuisesti laskeneet. Kosteikot ovat ympäri maailman uhattuina, koska niitä on kuivattu eri käyttötarkoituksiin tai ne ovat kärsineet ympäröivien alueiden maankäytöstä. Kosteikot itsessään on perinteisesti nähty joutomaina, jotka eivät tuota mitään ja ovat peräti haitallisia ihmisille (Ramsar Convention Secretariat 2013). Maankäyttö estää monissa paikoin kosteikkojen luonnollisen synnyn, mutta viime vuosikymmeninä on rakennettu kosteikkoja korvaamaan kuivattuja kosteikkoja ja niiden tarjoamia ekosysteemipalveluja. Suomessa on perustettu ja kunnostettu paljon kosteikkoja maa- ja metsätalouden sekä turvetuotannon valumavesien käsittelyyn (Keskinarkaus 2009; Kasvio ym. 2016), mutta myös riistakosteikoiksi erityisesti vesilintujen tarpeita silmällä pitäen (Alhainen ym. 2015). Suomessa kosteikkoja on pääasiassa luotu maaseutumaisille alueille, mutta viime aikoina on myös taajama-alueille ryhdytty enenevissä määrin rakentamaan kosteikkoja erityisesti hulevesien käsittelyyn (Kasvio ym. 2016).

Suomessa asutus on enenevissä määrin keskittynyt taajama-alueille ja vuonna 2015 yli 85 % Suomen väestöstä asui taajamissa (Tilastokeskus 2015). Väestönkasvun ja kaupungistumisen myötä tarve huomioida viheralueet ja niiden tarjoamat virkistys- ja muut palvelut kaupunkien suunnittelussa ja rakentamisessa on kasvanut. Uudistunut hulevesien hallintaa koskeva lainsäädäntö velvoittaa kunnat huolehtimaan hulevesien hallinnasta ja suunnittelemaan tarvittavia rakenteita, kuten esimerkiksi kosteikkoja hulevesien käsittelemiseksi (FINLEX 2014). Ilmastonmuutoksen myötä ennustetaan, että sadanta ja äärimmäiset sääolosuhteet lisääntyvät, jolloin hulevesien hallinnan tarve entisestään korostuu (IPCC 2014; Zhang ym. 2015). Osaltaan voidaan nähdä myös EU:n vesipolitiikan

puitedirektiivin edistäneen kosteikkojen rakentamista myös taajama-alueille. Direktiivin tavoitteena on saattaa kaikki Euroopan vesistöt ”hyvään” ekologiseen ja kemialliseen tilaan (Vesipolitiikan puitedirektiivi 2000). Kosteikkojen avulla on pyritty rajoittamaan vesistöihin päätyvien ravinteiden ja muiden vesistössä haitallisten aineiden määrää ja näin edesauttamaan direktiivin tavoitteiden toteutumista. Hulevesien käsittelyn ja virtaamien hallinnan lisäksi taajamakosteikot tarjoavat alueen asukkaille virkistysmahdollisuuksia. Viheralueiden läheisyyden on todettu vaikuttavan positiivisesti taajamien asukkaiden terveyteen (Maas ym. 2009). Rakennettaessa kosteikkoekosysteemejä taajamiin, lähtökohtainen oletus on, että samalla kun luodaan muita ekosysteemipalveluja, syntyy myös habitaatteja eliöstölle ja monimuotoisuuden kantimet vahvistuvat. Vielä on kuitenkin tutkittu varsin vähän sitä, miten hyvin hulevesikosteikot toimivat elinympäristönä ja pystyvätkö ne korvaamaan kadonneita luonnonkosteikkoja monimuotoisen eliöstön habitaattina.

Tässä työssä seurataan eliöstön asettumista kahdelle Vihdin Nummelaan rakennetulle hulevesikosteikolle erityisesti vesiselkärangattomien yhdyskuntien rakenteen näkökulmasta. Seurantojen tavoitteena on ollut selvittää, käyvätkö hulevesien käsittelyyn rakennetut kosteikot myös habitaatiksi eliöstölle ja millä tekijöillä on eliöstön asettumiseen vaikutusta. Työ on ajankohtainen, koska väestönkasvun ja siitä seuraavan kaupungistumisen myötä taajama-alueet laajentuvat vähentäen samalla rakentamattomien alueiden pinta-alaa. Biodiversiteettikato, johon urbanisoituminen on yksi osasy, on maailmanlaajuinen ongelma. Taajamien viheralueiden huolellinen suunnittelu saattaa olla eräs tapa vähentää urbanisoitumisen vaikutuksia biodiversiteettiin, esimerkiksi juuri hulevesikosteikkojen avulla (Marzluff & Ewing 2001; Wahlroos ym. 2015). Jotta taajamakosteikoille asetetut tavoitteet saavutettaisiin, vaaditaan tietotaitoa niiden oikeanlaisesta suunnittelusta ja rakentamisesta.

1.2 Keidas-hanke

Tämä maisterintutkielma on osa Helsingin yliopiston, Uudenmaan ELY-keskuksen, Vantaanjoen ja Helsingin seudun vesiensuojeluyhdistyksen (VHVSY ry) sekä Vihdin kunnan yhteistä, EU Life+-rahoitteista Keidas-hanketta (ENV/FI/911). EU-Life+ on vuonna 2017 25 vuotta täyttävä EU:n rahoitusohjelma hankkeille, joiden avulla pyritään edistämään ympäristönsuojelua ja hillitsemään ilmastomuutosta. Keidas-hanke on saanut EU-Life+ ympäristörahoituksen vuosina 2012–2017. Hanke on saanut myös

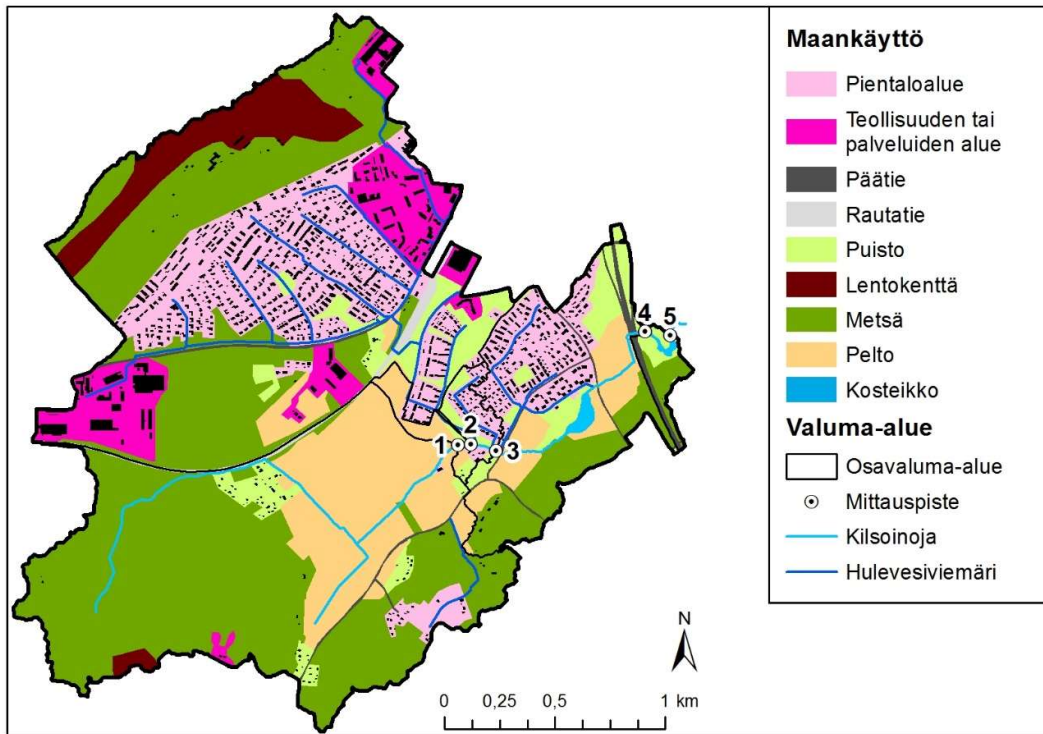
ympäristöministeriön osarahoituksen sekä Maa- ja vesitekniikan tuki ry:n osarahoituksen vuosina 2016-2017. Vihdin kunnassa on jo vuonna 2003 aloitettu yhteistyö luonnonmukaisten hulevesiratkaisujen löytämiseksi ja Keidas-hanke on jatkoa näille pyrkimyksille. Hankkeen puitteissa Vihdin Nummelaan on rakennettu hulevesikosteikkoja ja niihin oleellisesti liittyviä kosteikkopuistoja, jotka on suunniteltu tarjoamaan monenlaisia ekosysteemipalveluja. Nummelan Portti-kosteikkopuisto rakennettiin luonnon monimuotoisuuden juhluvuoden kunniaksi vuonna 2010 ja Nummelan Niittu rakentui vuosina 2013–2015. Lisäksi hanke on rakennuttanut tutkimuskosteikon Helsingin Viikkiin vuonna 2015.

Nummelaan Kilsoinojan varrelle rakennettujen kosteikkojen avulla pyritään havainnollistamaan, kuinka perustamalla taajamiin luonnonmukaisia hulevesien hallinnan maisemia voidaan luoda sekä ympäristön laadun, että asukkaiden viihtyvyyden kannalta kestäviä ratkaisuja. Kosteikkojen vaikutuksia ympäristöönsä on seurattu ja suunnitteluratkaisujen merkitystä havaittuihin vaikutuksiin arvioitu kosteikkojen rakentamisesta alkaen. Seurannan kohteena ovat muun muassa virtausmäärät, veden laatu, kasvihuonekaasut ja hiilen sitoutuminen, eliöstön ja kasvillisuuden asettuminen ja monimuotoisuus sekä alueen asukkaiden viihtyvyys. Osana hanketta on myös yleisön tietoisuuden lisääminen sekä ympäristökasvatus, jota on toteutettu muun muassa 8-12-vuotiaille lapsille suunnatuilla kosteikkoluonnon kesäleireillä vuosina 2013–2016. Tarkoitus on, että hankkeesta opitut periaatteet kosteikkojen suunnittelusta olisi sovellettavissa taajama-alueilla ympäri Euroopan unionin (Keidas 2014).

Nummelan kosteikot ovat Suomessa tällä hetkellä yksi harvoista taajamakosteikoista, joiden toiminnasta on saatavilla tutkimustuloksia, sillä kosteikot ovat alusta alkaen toteutettu niin, että eri ekosysteemipalveluiden seuraaminen on mahdollista. Eliöstö on huomioitu Nummelan kosteikoilla alun alkaen suunnittelussa ja rakentamisessa muun muassa tekemällä avoimen veden alueiden keskelle saaria, joilla linnut voivat pesiä sekä luomalla matalia ja suvantoisia poukamia sammakkoeläinten kutupaikoiksi. Myöhemmin on kosteikkopuistoihin rakennettu pönttöjä linnuille ja kuivakäytävä ajoväylän alta kulkevaan tierumpuun, jotta kulku Niitun kosteikolta yläjuoksuun onnistuisi ilman autotien ylitystä.

Portin kosteikon välittömässä läheisyydessä sijaitsee vanha osana puistosuunnitelmaa rauhoitettu metsä, joka tarjonnee elinympäristön monelle lajille. Myös Niitun kosteikon tuntumassa on metsää, ja lisäksi peltoa sekä kehittyvää asuinalueita. Kilsoinojan valuma-

alueen koko on noin 550 hehtaaria, josta 43% on metsää, 42% rakennettua aluetta ja 15% peltoa (kuva 1).



Kuva 1. Nummelan kosteikot on rakennettu Kilsoinojan varrelle. Kuvassa näkyy koko valuma-alueen maankäyttö, osavaluma-alueet ja veden kulkureitit (suurimmat ojat ja hulevesiviemärit). Kuvaan merkityillä mittauspisteillä seurataan kosteikkohin sisään ja sieltä ulos virtaavan veden laatua. Emmi Mäkinen/Keidas-hanke

1.3 Kosteikot ja ekosysteemipalvelut

Kosteikkojen suojelemiseksi laaditun kansainvälisen Ramsar-sopimuksen määritelmä kosteikoille käsittää kaikki vesistöt, joiden syvyys ei laskuvien aikana ylitä kuutta metriä huolimatta siitä, onko kyseessä makea, suolainen, seisova, virtaava, luonnollinen tai keinotekoinen vesistö (Asetus vesilintujen elinympäristönä... 3/1976). Kosteikot sijaitsevat maaston painaumissa tai jokien tai muiden ajoittaisille tulville altistuvien vesistöjen rannoilla tai joissain tapauksissa pohjaveden purkautumispaikalla. Tyypillisesti kosteikko syntyy kuivan maan ja pysyvän avoveden väliselle alueelle (Tiner 1984). Vaikka kosteikon määritelmä ei ole yksiselitteinen, yhteinen tekijä kosteikoille on veden ensisijainen asema ympäristön ja habitaattien muokkaamisessa (Silva 2007).

Luonnon ihmiselle tarjoamia hyötyjä kutsutaan ekosysteemipalveluiksi. Näihin sisältyvät *tuotantopalvelut* kuten ruoka, vesi, energia ja rakennusmateriaali; *säätelypalvelut* kuten ilmaston säätely, tulvien hallinta, veden laatu ja kasvien pölytys; *kulttuuripalvelut* kuten virkistyskäyttö, estetiikka ja positiivinen vaikutus henkiseen ja fyysiseen hyvinvointiin sekä *ylläpitopalvelut* kuten maaperän muodostuminen, fotosynteesi, hiilen sitominen ja ravinteiden kierto. Ihminen on perustavanlaatuisesti riippuvainen ekosysteemipalveluiden toiminnasta, vaikka kulttuurin ja teknologian avulla pystyy jonkun verran suojautumaan ympäristön muutoksen vaikutuksilta (Millennium Ecosystem Assessment 2005a).

Kosteikot tarjoavat monenlaisia ekosysteemipalveluja puhdistamalla vettä ja näin suojelemalla vesistöjä, tasoittamalla tulvia, sitomalla hiiltä (erityisesti turvemaat), toimimalla virkistysalueina ja luomalla habitaatteja monimuotoiselle kasvillisuudelle sekä eliöstölle (Millennium Ecosystem Assessment 2005). Arvostus kosteikkoja kohtaan on suuremmassa mittakaavassa kehittynyt vasta viime vuosikymmeninä, vaikka esimerkiksi kosteikkojen suojelemiseksi laadittu Ramsar-sopimus allekirjoitettiin jo vuonna 1971. Ramsar-sopimuksen syntyyn vaikutti huoli useiden lintulajien vähenemisestä ja niiden elinympäristöjen katoamisesta. Tietoisuus kosteikkojen merkityksestä ja uhatusta asemasta on lisääntynyt ja sopimuksen on allekirjoittanut jo 169 valtiota (Ramsar 2015).

Suomessa, kuten muuallakin maailmassa kosteikkoja uhkaavat erityisesti maankäytön muutokset, joissa näennäisesti hyödytöntä joutomaata otetaan maa- tai metsätalouden käyttöön tai rakennetaan. Katoavien sekä laadultaan heikkenevien kosteikkojen kapasiteetti ei riitä tarjoamaan ihmisen toiminnan vaikutuksia lieventäviä ekosysteemipalveluja, vaikka samanaikaisesti tarve näille palveluille jatkaa kasvamistaan (Millennium Ecosystem assesment 2005a).

1.4 Biodiversiteetti eli elämän monimuotoisuus

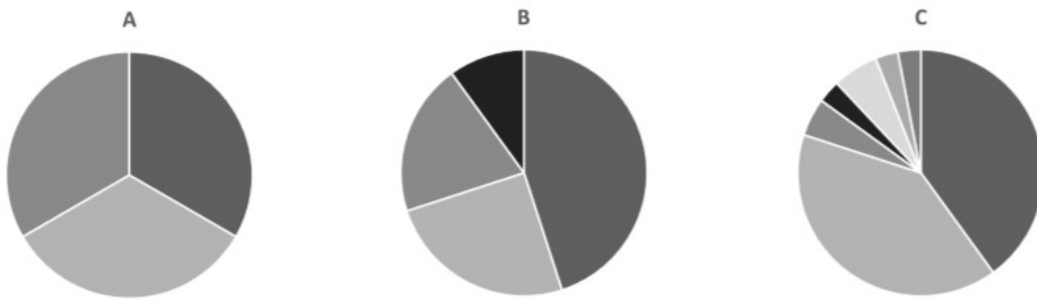
Biodiversiteetti voidaan määritellä elämän monimuotoisuudeksi maapallolla ja se on olennainen edellytys monille ekosysteemien toiminnoille, jotka lopulta vaikuttavat ihmisen hyvinvointiin. Biodiversiteetti käsittää organismien tai ominaisuuksien vaihtelun kaikilla elämän hierarkian tasoilla molekyyleistä ekosysteemeihin. Tyypillisesti keskitytään lajitason monimuotoisuuteen, mutta muiden tasojen, kuten geneettisen tason monimuotoisuuden tutkiminen ja ylläpitäminen on yhtä lailla tärkeää (Morris ym. 2014).

Biodiversiteetillä on ekosysteemipalvelujen määrittelyssä hieman vaihteleva asema. Toisinaan biodiversiteetti luetaan yhdeksi ekosysteemipalveluksi tai ekosysteemipalveluista saatavaksi hyödyksi, kun taas välillä biodiversiteetti ja ekosysteemipalvelut käsitetään miltei samaksi asiaksi. Biodiversiteetin näkeminen valmiina hyötynä tarkoittaa, että biodiversiteetillä on itsessään arvoa riippumatta siitä, miten ihminen siitä hyötyy (Mace ym. 2012). Pääasiallisesti biodiversiteetti nähdään kuitenkin edellytyksenä ekosysteemien toiminnalle ja ekosysteemipalvelujen turvaamiselle myös tulevaisuudessa (Naeem 2002; Mace ym. 2012). Erityisesti biodiversiteettiä pidetään merkittävänä tekijänä ekosysteemien stabiliteetin, eli vakauden, ja resilienssin, eli häiriöiden sietokyvyn, ylläpitämisessä. Kun lajeja on paljon, toimittaa osa lajeista todennäköisemmin samaa tehtävää (esim. pölytys) ekosysteemissä, jolloin toiminta jatkuu, vaikka yksi laji katoaisikin. Näin ollen biodiversiteetti hyödyttää ihmisiä epäsuorasti monin tavoin tarjoamalla materiaalista hyvinvointia ja elinkeinoja, mutta myös vähemmän ilmiselviä hyötyjä, kuten terveyttä ja henkistä hyvinvointia (Mace ym. 2012).

Vuonna 2005 julkaistun Millennium Ecosystem Assessmentin arvioiden mukaan luonnon biodiversiteetti oli kuluneen 50 vuoden aikana vähentynyt enemmän kuin koskaan aikaisemmin ihmiskunnan historian aikana. On kuitenkin mahdotonta sanoa, kuinka paljon lajeja häviää esimerkiksi vuositasolla, koska emme tunne läheskään kaikkia maailman lajeista. Syyt monimuotoisuuden nopeaan häviämiseen, eli biodiversiteettikatoon, löytyvät ihmisen toiminnasta, joka tiettyjä ekosysteemipalveluja tehostaessaan on vaikuttanut heikentävästi moniin muihin ekosysteemien toimintoihin ja ominaisuuksiin. Tärkeimmät tekijät, jotka monimuotoisuuden häviämiseen johtavat ovat habitaattien kato ja heikentyminen maankäytön muutoksien johdosta, ilmastonmuutos, vieraslajit sekä saastuminen. Biodiversiteetin vähenemisen ennustetaan jatkuvan samaa tahtia tai vielä vauhdikkaammin, koska biodiversiteetin kadon aiheuttajat eivät ole hävinneet (Millennium Ecosystem Assessment 2005b).

Ekologiassa monimuotoisuuden tutkimus keskittyy usein lajitasolle. Lajitason monimuotoisuus määritellään tyypillisesti kaksoiskäsitteiseksi; siihen sisältyy lajien kirjon lisäksi myös lajien esiintyvyyden tasaisuus. Suurinta monimuotoisuus on, kun lajivalikoima on suuri ja kaikkia lajeja esiintyy yhtä paljon. Tällaista yksiselitteistä ekosysteemin monimuotoisuutta huomattavasti todennäköisempi tilanne on, että ekosysteemissä toinen monimuotoisuuden ehdoista on vallitseva. Ongelmallista on määrittää, kumpaa ominaisuutta painotetaan, kun arvotetaan monimuotoisuutta (Stirling 1998).

Kuva 2. havainnollistaa erilaisia hypoteettisia tilanteita, joissa alueiden eliöstön lajien kirjo ja lukumäärät vaihtelevat. Jos monimuotoisuuden tärkein kriteeri on lajien esiintymisen tasaisuus, olisi vaihtoehto A monimuotoisin kolmesta vaihtoehdosta. Vaihtoehdossa C lajien kirjo on suurinta, joten jos monimuotoisuutta määritellään pääasiallisesti lajien lukumäärällä, voidaan C vaihtoehtoa pitää monimuotoisimpana. Vaihtoehto B taas havainnollistaa lukuisia välimaaston mahdollisuuksia A ja C vaihtoehtojen välillä.



Kuva 2. Kuvaaja hypoteettisista jakaumista lajien välillä havainnollistaa monimuotoisuuden määrittämisen haasteita, kun sekä lajien kirjo, että lajien esiintymisen tasapainoisuus ovat monimuotoisuuden tekijöitä (mukaillen Stirling 1998).

Ekosysteemien monimuotoisuuden mittaaminen on haastavaa, koska jokaisen ekosysteemissä esiintyvän yksilön laskeminen ei ole mahdollista. Monimuotoisuus on arvioitava otoksista, joiden avulla voidaan tehdä oletuksia monimuotoisuudesta. Tätä varten on kehitetty lukuisia eri monimuotoisuusindeksejä. Indeksien avulla ekosysteemien välinen vertailu on helpompaa, vaikka ei olekaan syntynyt konsensusta siitä, mitkä indekseistä olisivat yleismaailmallisesti toimivimpia ja sopivimpia, vaan indeksin valinta perustuu yleensä paikalliseen suosioon tai aineiston laatuun.

1.5 Taajamaluonto ja rakennetut kosteikot

Ihmisen toiminnalla on suuri ympäristöä muokkaava vaikutus. Urbaaneilla alueilla ja asumiskeskittymissä tämä vaikutus on erityisen hyvin nähtävissä maankäytön selkeinä muutoksina ja vajaana jätteen kiertona, mikä johtaa energian kulutuksen kasvuun,

läpäisemättömien pintojen lisääntymiseen, veden kierron häiriintymiseen ja biodiversiteetin vähenemiseen. Ekosysteemipalveluja eivät kuitenkaan tarjoa ainoastaan koskemattomat erämaa-alueet, vaikka osaa ekosysteemien toiminnoista rajoittaakin alueen koko ja yhtenäisyys. Kun näitä rajoitteita ei ole, voivat urbaanit alueet myötävaikuttaa merkittävästi alueellisten ekosysteemien toimintaan (Windhager ym. 2010). Taajamien viheralueilla on myös ekologista itseisarvoa, koska ihmisen toiminnan monimuotoisuus luo ja ylläpitää laajaa kirjoa habitaatteja, joista osa saattaa olla melko luonnontilassa, kun taas osa on erittäin muokattua. Tästä johtuen urbaaneille alueille voi useinkin kehittyä kohtalaisen suuri lajien monimuotoisuus. Toisaalta urbanisoituminen uhkaa monia habitaatteja ja lajeja (Niemelä 1999).

On tärkeää ottaa ekosysteemipalvelujen ylläpitäminen huomioon, kun suunnitellaan taajama-alueita, joilta suuri osa ympäristöä kuormittavista päästöistä on peräisin ja missä myös suurimmat määrät ihmisiä päästöjen haitoille altistuu (Windhager ym. 2010). Jotta kaupungistumisen negatiivisia vaikutuksia pystyttäisi kompensoimaan, on ekosysteemipalvelujen ylläpitämisen lisäksi myös pyrittävä luomaan urbaaneille alueille uusia, ekosysteemipalveluja tuottavia rakenteita. Suomessa, kuten muuallakin maailmassa, on vielä parannettavaa ekologisen näkökulman huomioonottamisessa taajamia suunniteltaessa (Niemelä 1999).

Rakennetut kosteikot ovat yksi keino lieventää kaupungistumisen negatiivisia vaikutuksia ja kehittää taajamien tarvitsemia ekosysteemipalveluja (Wahlroos ym. 2015). Taajamakosteikoilla voidaan lieventää läpäisemättömien pintojen aiheuttamaa tulvariskiä sekä ehkäistä valuma-alueella syntyvien päästöjen päätymistä luonnonvesistöihin. Samalla ne voivat toimia virkistysalueena asukkaille sekä potentiaalisena habitaattina monelle kosteikkoympäristöissä viihtyvälle lajille. Kosteikon rakenteesta ja kosteikkoon virtaavan veden laadusta riippuu kuitenkin se, muodostuuko kosteikosta toivotunlainen eliöstöä houkutteleva habitaatti. Valtaosa rakennettuja kosteikkoja koskevasta tutkimuksesta on keskittynyt niiden tehoon tulvanhallinnassa sekä vedenpuhdistuksessa, kun taas vähemmän huomiota on kiinnitetty siihen, miten organismit näitä kosteikkoja käyttävät (Mitch ym. 1998; Spieles ym. 2006). Pienetkin kosteikot ovat joka tapauksessa parhaimmillaan tärkeitä elinympäristöjä monille organismeille, sekä vakinaisille asujille kuten nuijapäille ja kasvillisuudelle, että tilapäisille kuten aikuisille sammakkoeläimille ja muuttaville vesilinnuille (Woodcock ym. 2010; Semlitsch & Bodie 1998; Nelson ym. 2000).

1.6 Kosteikot elinympäristönä

1.6.1 Eliöstön monimuotoisuuteen vaikuttavat tekijät kosteikkoympäristössä

Kosteikoista hyötyy varsin moninainen joukko erilaisia eläimiä. Tyypillisiä asukkaita tai muuten kosteikkojen liepeillä viihtyviä lajeja ovat useat kalat ja monet linnut sekä hyönteiset ja muut selkärangattomat. Sammakkoeläinten elämänkaareen vesihabitaatit kuuluvat oleellisesti. Myös monet nisäkkäät, kuten lepakot, hyötyvät kosteikkoympäristöstä. Pääasiallinen tekijä kosteikkojen suuren biologisen monimuotoisuuden muodostumisessa on erilaisten habitaattien keskittyminen verrattain pienelle alueelle. Avoveden ja kuivan maan välille jäävälle vaihtumisvyöhykkeelle mahtuu laaja kirjo ominaisuuksiltaan toisistaan poikkeavia alueita. Erityisen suurta monimuotoisuus on rantavyöhykkeillä, joilla avoveteen verrattuna esiintyy suurempaa laikuittaista vaihtelua biologisten, kemiallisten ja fysikaalisten tekijöiden vaikutuksesta (Wetzel 1983). Rantavyöhykkeillä veden mataluus vähentää happikadon riskiä ja mahdollistaa valon pääsyn pohjaan saakka. Rantojen kasvillisuus tarjoaa suojaa ja ravintoa monelle lajille ja säätelee siksi usein koko vesistön ravintoverkkoa (Wetzel 1983). Kosteikon laaja pinta-ala ja keskimäärin matala syvyys edesauttavat monimuotoisuuden syntyä (Hansson ym. 2005; Shulze ym. 2010), mutta veden syvyyden on hyvä vaihdella kosteikon eri osissa, sillä vaihtelevat ympäristöolosuhteet lisäävät kosteikolla viihtyvien lajien määrää (Alhainen ym. 2015). Saaret, lahdet ja niemet lisäävät veden syvyyden vaihtelua ja lisäksi pidentävät ja monipuolistavat rantaviivaa (Alhainen ym. 2015). Hanssonin ym. (2005) mukaan vaihteleva rantaviiva onkin yksi kosteikon tärkeimmistä ominaisuuksista monimuotoisen eliöstön kehittymiseksi, sillä se muun muassa edistää kasvillisuuden monimuotoisuutta, mikä puolestaan vaikuttaa eliöstön monimuotoisuuteen. Pinta-alaltaan suuret ja rakenteeltaan monimutkaiset makrofytyt (i.e. vesien suurkasvit) ovat hyvin tuottoisia elinympäristöjä erityisesti vesiselkärangattomille, jotka viihtyvät sekä kasvin itsensä suojissa, että kasvillisuudesta varisseessa karikkeessa (Batzer and Wissinger 1996). Myös monet vapaasti uivat vesiselkärangatonlajit hakeutuvat vesikasvillisuuden keskelle suojautuakseen saalistajilta (Batzer and Wissinger 1996). Kasvillisuuslaikut ovat tärkeitä myös usealle vesilintulajille eri elämänvaiheissa (Nummi & Pöysä 1993; Nummi ym. 2013) ja sammakkoeläimille erityisesti toukkavaiheessa sekä lisääntymisaikaan (Hartel ym. 2007). Vesilinnut suosivat erityisesti kohteita, joissa avoveden ja kosteikkokasvillisuuden pinta-alan suhde on 1:1. Erityisen suosiollista on, jos avoimet ja

kasvillisuuden peittämät alueet ovat jakautuneet tasaisesti mosaiikkimaisiksi laikuiksi (Alhainen ym. 2015).

Akvaattisen kasvillisuuden lisäksi myös vesistön läheisyydessä sijaitsevalla kuivan maan kasvillisuudella on merkitystä. Valuma-alueelta kosteikkoon päätyvän karkean orgaanisen aineen määrä ja vaihtelevuus vaikuttavat selkärangattomien määrään (Woodcock ym. 2010). Kosteikoilla, joilla karkean aineksen varannot ovat suuret, on myös selkärangattomien tuotanto suurempaa, sillä suuri osa lajeista hyötyy karikkeesta sekä ravinnonlähteenä että habitaattina. Sopivan kasvillisuuden, kuten lehtipuiden ja pensaiden läheisyys voi näin ollen lisätä vesiselkärangattomien monimuotoisuutta kosteikolla.

Vesiselkärangattomat eivät ole ainoita eliöitä, jotka hyötyvät kosteikon läheisestä kasvillisuudesta. Sammakkoeläinten monivaiheinen elämäntapa vaatii sekä akvaattisia että terrestriaalisia habitaatteja. Toukkavaiheen jälkeen sammakkoeläimet elävät semi-akvaattista elämää ja hyödyntävät kosteikkojen läheisiä maa-alueita ruokailu- sekä talvehtimisalueina (Semlitsch & Bodie 2003). Semlitsch ja Bodie (2003) luonnehtivat näitä terrestriaalisia habitaatteja kriittisen tärkeiksi sammakkoeläinten selviytymiselle. Myös rakennettujen hulevesikosteikoiden läheisyydessä olevien hyvälaatuisten, luonnollisen kasvillisuuden peittämien terrestriaalisten habitaattien (kuten metsien) ja niiden saavutettavuuden on huomattu korreloivan positiivisesti sammakkoeläinlajiston monimuotoisuuden kanssa (McCarthy & Lathrop 2011; Simon ym. 2009). Jos tavoitteena on houkutella erityisesti vesilintuja kosteikolle, täytyy kuitenkin huomioida, että ympäristössä on avoimuutta suojaksi petolintuja vastaan. Kovin puskittuneella kosteikolla eivät vesilinnut viihdy, mutta ne saattavat vältellä myös yksittäisten korkeiden puiden läheisyyttä, sillä petolinnut hyödyntävät niitä tarkkailupaikkoina (Alhainen 2015).

Kosteikkoa ympäröivän alueen maankäyttömuodolla on myös vaikutusta kosteikon eliöstöön. Suojavyöhyke kosteikon ja muun maankäytön, kuten viljelymaan tai asfaltoidun pinnan välillä suodattaa valumavesistä päästöjä, jotka kosteikkoon päätyessään heikentäisivät kosteikon laatua habitaattina (Semlitsch & Bodie 2003). Veden laadulla ja kemiallisilla ominaisuuksilla on muutenkin merkitystä eliöstön monimuotoisuuden kannalta. Happamuuden vaikutusta eri lajeihin on tutkittu ja havaittu, että muun muassa vesiselkärangattomien monimuotoisuus vähenee, kun pH on korkea tai pH:n vaihtelut ovat suuria (Woodcock ym. 2010).

1.6.2 Vesiselkärangattomien merkitys

Lajien väliset suhteet vaikuttavat monimuotoisuuteen ja populaatioiden rakenteisiin. Vesiselkärangattomat ovat ravinnonlähde monille lajeille ja siten niiden runsas esiintyminen lisää yleensä monimuotoisuutta (Gilinsky 1984). Vesiselkärangattomilla on verrattoman tärkeä rooli kosteikon ekologiassa. Vesiselkärangattomat toimivat kosteikkojen ruokaverkon perustana yhteyttäjäien sekä korkeamman trofiatason kuluttajien välillä, ollen näin oleellinen osa energian siirtoa ja sitä myötä ekosysteemin toimintojen ylläpitoa välittäessään ravinteita sedimentistä, kasvillisuudesta, karikkeesta sekä vesipatsaasta (Hammer 1989). Vesiselkärangattomat ovat ravintoa monelle kosteikoilla tyypilliselle lajille. Vesilinnut syövät vesiselkärangattomia vaihtelevasti lajien ja elämänvaiheen mukaan. Telkkä (*Bucephala clangula*) koostaa ravintonsa pääasiallisesti vesiselkärangattomista, joita se sukeltaa yleensä avoimen veden alueelta. Myös puolisukeltajasorsille, kuten sinisorsalle (*Anas platyrhynchos*) ja taville (*Anas crecca*), vesiselkärangattomat ovat tärkeä osa ruokavaliota, vaikka ne käyttävät myös kasvillisuutta ravintonaan. Puolisukeltajat viihtyvät yleensä kasvillisuuden peittämällä alueilla, josta ne löytävät sekä kasviravintoa että kuoriutuvia ja uposkasvillisuuden seassa eläviä vesiselkärangattomia (Nummi ym. 2013).

Useat lepakkolajit metsästävät vesistöjen läheisyydessä erityisesti kuoriutuvia hyönteisiä, jotka viettävät nuoruusvaiheensa vedessä (Rydell 1986; Vaughan 1997). Vesistöt, joissa vesiselkärangattomien esiintyminen on runsasta, ovat todennäköisesti myös houkuttelevampia habitaatteja lepakoille (Nummi ym. 2011).

Sammakkoeläimet syövät tyypillisesti kasviravintoa toukkavaiheessa, mutta nekin siirtyvät kasvaessaan syömään selkärangattomia. Suomen lajeista poikkeuksen tekevät manteri (*Lissotriton vulgaris*, ent. vesilisko) sekä rupimanteri (*Triturus cristatus*, ent. rupilisko), jotka saalistavat selkärangattomia jo toukkavaiheessa (Koli 2016). Vastapainoisesti sammakkoeläimet, erityisesti toukat, ovat ravintoa monelle muulle lajille, myös suurimmille vesiselkärangattomille (Laurila 1998).

1.6.3 Kalojen vaikutus

Kalojen vaikutus vesistöjen ravintoverkkoihin ja populaatioiden rakenteeseen on huomattavan suuri. Kaloilla on sekä suoria että epäsuoria vaikutuksia muihin lajeihin ja niiden esiintyminen saattaa ratkaisevasti vaikuttaa muiden samalla vesistöllä esiintyvien lajien menestykseen ja samalla koko vesistön eliöstön monimuotoisuuteen. Petokalojen

saalistus vaikuttaa suoraan monen kosteikkolajin selviytymiseen. Kaloille maistuvat lajista riippuen sekä vesiselkärangattomat, sammakkoeläimet että linnunpoikaset. Vesilintujen poikasia Suomen vesissä saalistaa lähinnä hauki (*Esox lucius*) ja sen saalistukselle altistuvat pääasiassa sukeltajasorsat, kuten telkkä, jotka nimensä mukaisesti keräävät ravintonsa sukeltaen ja hakeutuvat ravinnon perässä avoimille alueille (Solman 1945). Telkkäpoikueiden selviytymiselle hauen saalistuksella onkin suuri vaikutus. Hauki saattaa syödä myös pienikokoisia aikuisia sorsia, kuten telkkiä tai taveja, mutta tällä ei ole havaittu olevan suurempaa merkitystä lajien esiintymiselle (Paasivaara & Pöysä 2004).

Kalat syövät sekä sammakkoeläinten toukkia eli nuijapäitä, että aikuisia sammakkoeläimiä. Kalojen saalistus on merkittävä tekijä nuijapäävaiheen kuolleisuudelle, minkä vuoksi niille on kehittynyt erilaisia suoja mekanismeja petoja vastaan (Gregoire & Gunzberger 2008). Yksi tällainen suojautumiskeino on aktiivisuuden vähentäminen. Nuijapään liikkua vähemmän saalistuspaine kalojen ja muiden petojen taholta laskee, mutta nuijapään kehittyminen aikuiseksi voi hidastua (Lardner 2000; Gregoire & Gunzberger 2008).

Vesiselkärangattomien kantoja kalat harventavat varsin tehokkaasti ja muuttavat samalla vesiselkärangattomien populaatioiden rakennetta ja lajikoostumusta (Gilinsky 1984; Giles 1994; Phillips & Wright 1993). Kalojen saalistuksen on havaittu eri tutkimuksissa vaikuttavan negatiivisesti sekä vesiselkärangattomien yksilöiden että lajien lukumäärään (Gilinsky 1984; Diehl 1992) ja myös populaation biomassa (Diehl 1992; Zimmer 2001). Kalaisilla vesillä on myös todettu joidenkin vesiselkärangattomien kokojakauman olevan painottunut pienempään päähän kuin kalattomilla vesillä, koska suurimmat, helpoiten havaittavimmat yksilöt jäävät helpommin kalojen saaliiksi (Nummi ym. 2012). Kasvillisuuden seassa saalistuksella on vähäisempi vaikutus vesiselkärangattomiin kuin avoimen veden alueilla ja kookkaiden vesiselkärangattomien osuus populaatiosta on kasvipeitteisillä alueilla avovettä suurempi (Gilinsky 1984; Diehl 1992; Nummi ym. 2006).

Vesiselkärangattomiin kohdistuva saalistuspaine vaikuttaa myös muiden lajien menestykseen vesistössä ravintokilpailun kautta. Suuren kalakannan aiheuttama selkärangattomien vähäisyys voi tehdä vesistöstä vähemmän houkuttelevan habitaatin monelle lajille. Erityisen paljon on tutkittu vesilintujen ja kalojen välistä ravintokilpailua, jossa kalojen on todettu olevan vahvempi osapuoli (Eriksson 1979; Phillips & Wright 1993; Giles 1994). Tässäkin tapauksessa sukeltajasorsat altistuvat puolisukeltilajia enemmän kalojen läsnäolon haittavaikutuksille. Telkän ja ahvenen ravintokilpailusta on tehty

useampi tutkimus, sillä kummatkin lajit ovat yleisiä ja ne suosivat samanlaisia avoimia vesialueita, joilla näkyvyys on hyvä. Ahvenen esiintyminen samalla vesistöllä vaikuttaa negatiivisesti telkän esiintymiseen ja heikentää vesistön arvoa telkän pesintäpaikkana (Eriksson 1979; Eadie & Keast 1982; Nummi 2012). Puolisukeltajasorsat, jotka viihtyvät pääsääntöisesti rantavyöhykkeillä kasvillisuuden seassa (Nummi ym. 2013), eivät altistu ahvenen ravintokilpailulle yhtä voimakkaasti (Eriksson 1983).

1.6.4 Rakennettujen hulevesikosteikkojen monimuotoisuus

Uusia kosteikkoja suunniteltaessa ja rakennettaessa otetaan huomioon kosteikon toiminnalle asetetut tavoitteet, jotka liittyvät useimmiten vedenlaadun parantamiseen sekä tulvahuippujen hallintaan tai sitten virkistyskäytön ja/tai luonnon monimuotoisuuden edistämiseen. Toisaalta, vaikka kosteikkojen rakentamisen ensisijaiset tavoitteet olisivatkin vedenlaadun parantaminen sekä tulvien hallitseminen, mielletään habitaattien synty usein yhdeksi lisähyödyksi. Käytännössä voi kuitenkin olla haastavaa luoda kosteikko, joka toteuttaisi kaikki toivotut tavoitteet, sillä nämä tavoitteet asettavat osittain ristiriitaisia vaatimuksia kosteikon suunnittelulle, toiminnalle ja rakenteelle (Hansson ym. 2005).

Hulevesikosteikkojen vedenpuhdistuskapasiteetti perustuu moneen prosessiin. Matalat altaat ja kanavat tarjoavat sopivan elinympäristön eri kosteikkokasveille ja hidastavat veden virtausta, jolloin vesi puhdistuu muun muassa kiintoaineen laskeuttamisen, suodattumisen ja biologisen ravinteidensitoutumisen kautta (Cappiella ym. 2008). Vedenpuhdistuksen tehon kannalta tärkeää on riittävän suuri pinta-ala valuma-alueen kokoon nähden sekä erityyppisistä osista koostuva rakenne (Keskinarkaus ym. 2009). Kehittynyt rehevä kasvipeite tekee pienestäkin kosteikosta merkittävän hulevesien puhdistajan ilmastossamme (Valkama ym. 2016). Hansson ym. (2005) tutkivat, miten suunnitella kosteikko, joka toimisi sekä maatalouden valumavesien mukana tulevien ravinteiden sitojana, että monimuotoisena habitaattina. Merkittävimiksi tekijöiksi ”hyvän kosteikon” rakenteelle he totesivat kosteikon syvyyden, pinta-alan sekä rantaviivan vaihtelevuuden. Typen pidättymiselle ja biodiversiteetille edullisimmat olosuhteet syntyvät matalista ja pinta-alaltaan suurista altaista sekä mahdollisimman vaihtelevasta rantaviivasta, kun taas pieni mutta syvä kosteikko oli Hanssonin tutkimuksessa tehokas fosforin sitoja. Useammasta, rakenteeltaan erilaisesta altaasta koostuva kosteikko tarjoaisi näin ollen eniten ekosysteemipalveluja.

On myös mahdollista, että hulevesien mukana tulevat liukoiset ja kiinteät aineet luovat ympäristön, joka on eliöstölle haitallinen. Urbaanien alueiden läheisyydessä suuret alat läpäisemätöntä pintaa, kuten kattoja, teitä ja pysäköintialueita kerryttävät päästöjä valumavesiin. Pakokaasut, teiden suolaus sekä asfaltin, renkaiden ja autojen kuluminen tuottavat liikennöidyillä alueilla päästöjä, kuten metalleja, PAH-yhdisteitä ja suoloja, joita päätyy valumavesien mukana lähiympäristön vesistöihin (Meland ym. 2013; Westerlund & Viklander 2005; Preciado & Li 2005). Vesistöt, jonne eliöstölle haitallisia aineita kertyy suuria pitoisuuksia, voivat muodostaa niin kutsutun ekologisen loukun (ecological trap). Ekologinen loukku on huonolaatuinen habitaatti, joka kuitenkin vetää eliöstöä enemmän puoleensa kuin lähialueen parempilaatuiset habitaatit ja voi näin ollen johtaa paikallisen populaation katoamiseen (Battin 2004). On siis mahdollista, että rakennettujen vedenkäsittelykosteikkojen tehtävä erityisen haitallisten valumavesien puhdistajana on ristiriidassa biologisen monimuotoisuuden ylläpitämisen tavoitteen kanssa, jolloin puhdistuskosteikko tulisi rakentaa siten, ettei se houkuttele eliöstöä puoleensa. Tutkimukset ovat osoittaneet, että kaupungistumisen seurauksena muuttuneet fysikaaliset ja kemialliset olosuhteet vesistöissä johtavat muun muassa vesiselkärangattomien yksilöiden määrän laskuun, lajiston köyhtymiseen ja sietokykyisten lajien yleistymiseen herkkien lajien kustannuksella (Niemelä ym. 2004).

Monessa tutkimuksessa on kuitenkin havaittu, että rakennetut kosteikot voivat tarjota arvokkaita habitaatteja kosteikoista riippuvaisille eläimille. Erityisesti on seurattu sammakkoeläinten ja vesiselkärangattomien asettumista rakennetuille kosteikoille, mutta tutkimuskohteiden eriäväisyys tekee yksinkertaisten johtopäätösten vetämisen haastavaksi. Spieles ym. (2006) havaitsivat tutkimuksessaan, että 10 vuotta vanhalla rakennetulla kosteikolla vesiselkärangattomien taksonien määrä sekä monimuotoisuus vastasivat luonnontilaisen kosteikon yhdyskuntia, mutta lajisto poikkesi elintavoiltaan sekä antropogeenisten häiriötekijöiden sietokyvyltään. Rakennetun kosteikon vesiselkärangattomissa oli enemmän karikkeensyöjiä ja vähemmän kasvinsyöjiä, ja lajisto oli pääsääntöisesti sietokykyisempää ihmisen toiminnan aiheuttamia haittoja kohtaan verrattuna luonnontilaisen kosteikon lajistoon. Le Viol ym. (2009) tutkivat puolestaan vesiselkärangattomien populaatioita moottoritien varrelle rakennetuissa sedimentointialtaissa (motorway stormwater retention ponds), joiden avulla pyritään käsittelemään teiden valumavesien sisältämät liikenteen päästöt, kuten raskasmetallit, polttoainejäämät ja tiesuolat. Käsittelykosteikoissa oli vähintään yhtä korkea

vesiselkärangattomien monimuotoisuus kuin lähialueen muilla lammilla, mutta suurempi osa yhdyskunnan lajeista oli pienikokoisia ja/tai lyhytikäisiä.

Vesiselkärangattomia hyödynnetään indikaattorina vesistöjen ekologisesta tilasta, koska niitä esiintyy lähes kaikkialla ja lajien välillä on suurta vaihtelua eri päästöjen sietokyvyssä. Vesiselkärangattomat eivät myöskään siirry elinympäristöstä toiseen olosuhteiden mukaan yhtä nopeasti kuin kalat, ja niitä on helppo kerätä näytteiksi ja tutkia laboratorioissa (Goodnight 1973; Niemelä ym. 2004). Kiduksilla hengittävät päivänkorentojen (*Ephemeroptera*), vesiperhosten (*Tricoptera*) ja koskikorentojen (*Plecoptera*) toukat ovat herkkiä vedenlaadun heikentymiselle (Morse ym. 2003) ja niitä käytetäänkin indikaattoreina veden hyvästä ekologisesta tilasta (Niemelä ym. 2004). Sen sijaan esimerkiksi surviaissääskien (*Chironomidae*) toukat sekä harvasukaismadot (*Oligochaeta*) sietävät varsin monenlaisia elinoloja ja yleistyvät kaupungistumisen myötä (Garie & McIntosh 1986; Pedersen & Perkins 1986). Vesiselkärangattomien esiintymiseen vaikuttaa kuitenkin niin moni kemiallinen (e.g. orgaanisen aineksen määrä), fysikaalinen (e.g. virtaus) ja biologinen (e.g. saalistus ja kilpailu) ympäristötekijä, että on usein varsin vaikea määritellä, minkä verran juuri ihmisen toiminta on vaikuttanut yhteisön kehitykseen. Ympäristötekijöiltään täysin vastaavaa luonnontilaista vertailukohtaa voi olla käytännössä mahdoton löytää (Niemelä ym. 2004).

Sammakkoeläimet kutevat sekä pääasiallisesti veden käsittelyä varten rakennettuihin kosteikkoihin, kuten moottoriteiden varsilla sijaitseviin sedimentointialtaisiin (motorway stormwater retention ponds) (Scher & Thiéry 2005; Le Viol ym. 2012; Meland ym. 2013) ja urbaanien alueiden hulevesikosteikkoihin (Brand & Snodgrass 2009; McCarthy & Lathrop 2011; Scheffers & Paszkowski 2013) että kosteikkoihin, joiden on tarkoituskin olla luonnonkosteikkoja vastaavia tai korvaavia ekosysteemejä (Brown ym. 2012). Intensiivisesti viljeltyjen alueiden liepeillä sijaitsevista lampiin sammakkoeläimet eivät sen sijaan yleensä hakeudu kutemaan (Loman & Lardner 2006), mikä saattaa johtua ympäröivän terrestriaalisen habitaatin laadusta, joka on useissa tutkimuksissa havaittu yhdeksi tärkeimmäksi tekijäksi sammakkoeläinten kutupaikan valinnassa (Semlitsch & Bodie 2003; Simon ym. 2009; McCarthy & Lathrop 2011). Maatalousalueen valumavesien ravinteiden vaikutuksesta sammakkoeläinten lisääntymiseen on hieman ristiriitaista tietoa. Loman ja Lardner (2006) tutkivat kudun ja nuijapäiden selviytymistä maatalousalueiden lammissa, eivätkä löytäneet viitteitä siitä, että ravinteikas vesi vaikuttaisi heikentävästi sammakkoeläinten lisääntymiseen. Toisaalta toisissa tutkimuksissa on havaittu, että voimakkaasti eutrofioituneissa vesissä kohonnut pH, lämpötila ja ammoniumpitoisuus sekä

veden alhainen happipitoisuus aiheuttavat kehityshäiriöitä ja heikentynyttä selviytymistä sammakkoeläinten kudulle ja nuijapäille (Boyer & Grue 1995). Urbaanien alueiden valumavesien päästöt eivät vaikuta sammakkoeläimiä karkottavan, vaan rakennetut hulevesikosteikot käyvät hyvin kutupaikaksi, kunhan kosteikon lähietäisyydellä on hyvälaatuista terrestriaalista habitaattia (Semlitsch & Bodie 2003; McCarthy & Lathrop 2011; Scheffers & Paszkowski 2013).

1.7 Työn tarkoitus

Tämän työn tarkoituksena on tutkia, voiko rakennetusta hulevesikosteikosta kehittyä elinympäristö monimuotoiselle eliöstölle, kehittykö eliöstö luonnollisen sukkession mukaisesti ja miten kosteikon suunnittelussa voidaan huomioida eliöstön elinympäristöt.

Vesiselkärangattomat ovat ekologisen portaikon alapäässä ja toimivat linkkinä primäärituotannon ja korkeamman tason kuluttajien (kuten vesilintujen, sammakkoeläinten sekä lepakoiden) välillä. Tästä johtuen vesiselkärangattomat toimivat hyvänä indikaattorina biodiversiteetin kehitykselle kosteikoilla; runsas vesiselkärangattomien esiintyminen indikoi runsasta biodiversiteettiä. Tässä tutkimuksessa tarkastellaan Nummelan Portti- ja Niittu-kosteikoilla vuosina 2014–2016 suoritettujen vesiselkärangattomien seurantojen havaintoja. Työn tavoitteena on selvittää kosteikon biodiversiteetin kehitystä tutkimusvuosien aikana kosteikon eri osissa. Kosteikkojen vieressä sijaitseva Vihdin Enäjärvi toimii vertailukohteena.

Vesiselkärangattomien biomassaindeksien avulla tarkastellaan vesiselkärangattomien määrää kosteikoilla. Biomassaindeksi kertoo saatavilla olevan vesiselkärangattomista koostuvan ravinnon määrästä ylemmän asteen eliöille. Biomassaindeksiin vaikuttaa paitsi vesiselkärangattomien yksilömäärä, myös niiden koko. Oletuksena on, että Portin kosteikon vesiselkärangattomien biomassaindeksi on suurempi kuin Niitun vastarakennetussa kosteikossa.

Vesiselkärangattomien kokoluokkajakaumien vertailulla nähdään populaatioiden rakenteelliset erot eri sukkessiovaiheessa olevien ja rakenteeltaan toisistaan poikkeavien vesistöjen välillä. Oletuksena on, että vastarakennetussa altaassa, jossa kasvillisuutta ei vielä ole, ovat myös vesiselkärangattomien kannat vähäiset. Ensimmäisenä altaan valtaavat pienet vesiselkärangattomat ja vasta kasvillisuuden asettuessa saapuvat myös suurempien kokoluokkien vesiselkärangattomat. Suuremman kokoluokan vesiselkärangattomat ovat

ravintoa erityisesti vesilinnuille. Kokoluokkavertailulla havainnollistetaan siten kosteikon tarjoamia puitteita monimuotoisen eliöstön muodostumiselle.

Vesiselkärangattomien monimuotoisuus toimii vesistön laadun indikaattorina ja tiettyjen taksonien, kuten surviaissääskien ja harvasukasmatojen dominanssi viittaa vesistön huonoon ekologiseen tilaan. Vesiselkärangattomien monimuotoisuutta tutkitaan monimuotoisuusindeksien avulla. Oletuksena on, että Portin kosteikolla monimuotoisuus on suurempaa kuin Niitun kosteikolla, mutta Niitun kosteikollakin monimuotoisuus seurantavuosien aikana kasvaa.

Niitun kosteikko koostuu useasta eri ajankohtina rakennetusta sekä rakenteeltaan erilaisesta altaasta, joista yhdessä tiedetään esiintyvän myös kaloja. Näin ollen Niitun altaiden vesiselkärangattomien biomassaindeksien sekä kokoluokkajakaumien vertailulla nähdään altaan rakenteellisten (pinta-ala, syvyys) ja biologisten (kasvillisuus, kalaisuus) tekijöiden vaikutuksia vesiselkärangattomien populaatioiden rakenteeseen. Osalla Niitun altaista on seuranta tehty heti ensimmäisestä niiden rakennusajankohtaa seuraavasta kesästä lähtien, joten tutkimuksen avulla sukkession eri vaiheet rakennetussa kosteikossa pystytään havainnollistamaan alusta alkaen.

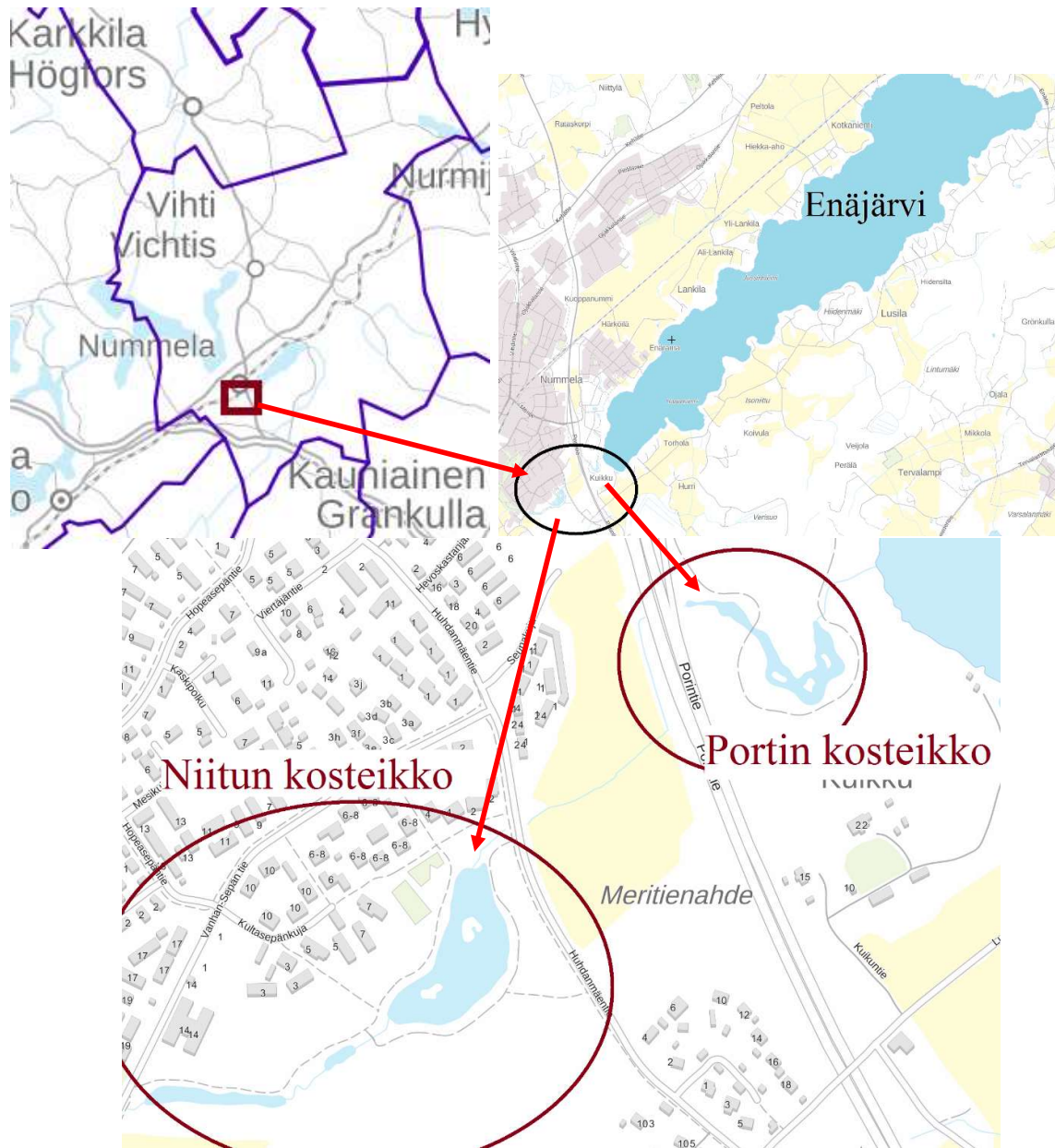
2 AINEISTO JA MENETELMÄT

2.1 Tutkimusalueet

Tämän työn tutkimuskohteet ovat Life+ Keidas-hankkeen puitteissa rakennetut ja seuratut kosteikkopuistot Vihdin Nummelassa (kuvat 3 ja 4). Kummankin kosteikon suunnittelussa ja rakentamisessa on otettu huomioon eliöstön tarpeet. Kalojen kulkua on rajoitettu, koska kalattomuus tarjoaa muulle eliöstölle paremmat mahdollisuudet selviytyä ja kalattomia kosteikkoelinympäristöjä on Suomessa kalojen elinympäristöihin nähden varsin vähän. Avovesialuetta on kosteikoille jätetty paitsi virtaamien ja kiintoaineen hallinnan vuoksi myös vesilintujen houkuttelemiseksi. Lisäksi kosteikoille on rakennettu saaria rantaviivan pidentämiseksi ja turvallisten pesimäympäristöjen luomiseksi. Sammakkoeläinten kutemista edesauttaa matalat ja suvaintoiset poukamat (Wahlroos ym. 2015). Enäjärven Ridalinlahden ranta toimii tässä tutkimuksessa vertailukohteena ja esimerkkinä paikallisesta luonnonvesistöstä.



Kuva 3. Ilmakuva tutkimusalueista. Etualalla Enäjärven Ridalinlahti, kuvan keskellä Portin kosteikko ja takana Niitun kosteikko. Kuva: Antti Nykänen 2015.



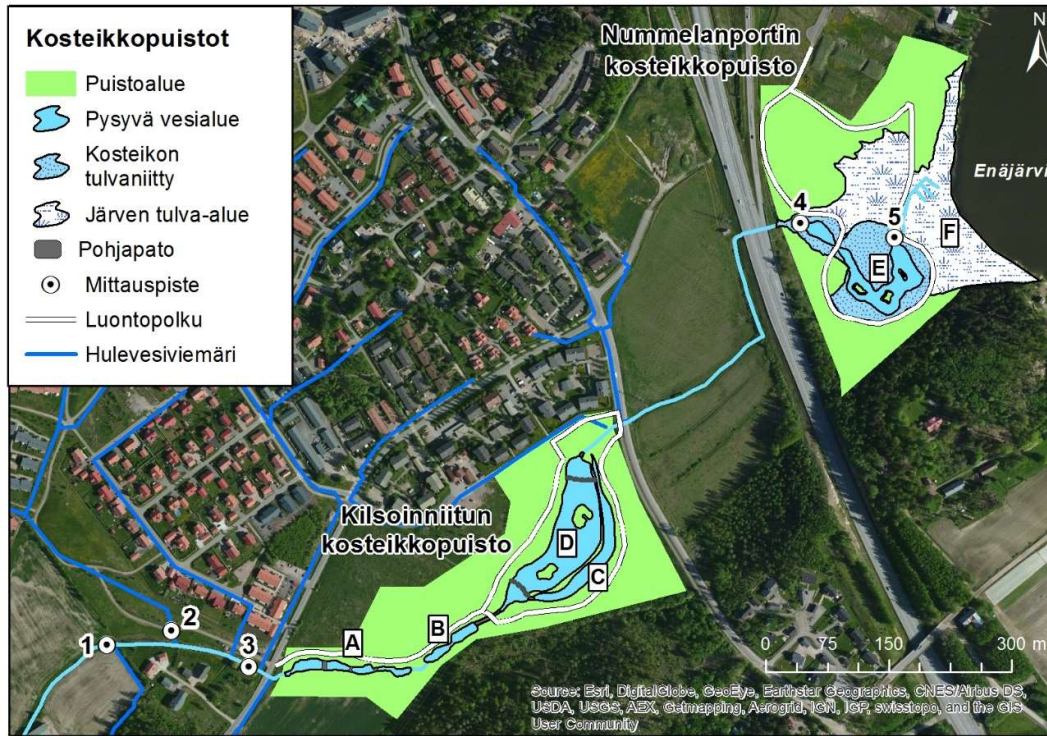
Kuva 4. Nummelan kosteikkojen sekä Enäjärven sijainti Vihdin kunnassa. Karttapohja: Paikkatietoikkuna.

2.1.1 Portin kosteikko

Portin kosteikko rakennettiin alkuvuodesta 2010 käytöstä poistetulle pellolle, jota halkoi suoristetuksi valtaojaksi muutettu puro. Kosteikko ympäröivine Nummelanportin kosteikkopuistoinen on pinta-alaltaan noin 7 hehtaaria, josta vesialaa on keskivedenpinnan korkeuden aikaan noin 0,42 ha. Portin kosteikko sijaitsee aivan Enäjärven tuntumassa ja kerää vedet noin 550 hehtaarin valuma-alueelta ennen niiden päätymistä Enäjärveen. Kosteikko koostuu pienestä syvemmästä virtaamaa vaimentavasta tuloaltaasta sekä varsinaisesta kosteikosta, jonka purkupäässä on myös laskeutusaltaana toimiva syvennys. Kosteikon pinta-ala on noin 0,1 % valuma-alueestaan. Kosteikkopuiston kasvillisuus on pääasiassa itse asettunutta lukuun ottamatta saarten tueksi asetettuja pajukimppuja sekä joitakin muita puuistutuksia. Kalojen pääsyä Enäjärveltä kosteikolle ei ole mitenkään estetty ja avoveden alueella kosteikolla esiintyy järvikaloja. Jäiden lähdön aikaan muun muassa hauet nousevat kosteikolle kutemaan (Keidas hanke - Pilottikohteet 2014).

2.1.2 Niitun kosteikko

Niitun kosteikko ja sitä ympäröivä Kilsoinniitun kosteikkopuisto rakennettiin vuosien 2011 - 2015 aikana. Puisto on kokonaisuudessaan noin 7 hehtaarin kokoinen ja siitä noin 1,4 ha on keskivedenpinnan peittämää kosteikkoa. Niitun kosteikko sijaitsee noin puoli kilometriä yläjuoksuun Portin kosteikosta (kuva 5). Niitun kosteikolle on kalojen pääsy pyritty estämään, mutta suurimpaan altaista kaloja on kuitenkin pääsyt kulkemaan Portin kosteikolta puron, tierumpujen ja Niitun jyrkäksi muotoillun purkupadon ohi. Muille Niitun altaista kalojen kulku on pyritty estämään rakennettujen kynnysten avulla (Keidas hanke - Pilottikohteet 2014).



Kuva 5. Nummelan kosteikot. Niitun kosteikon eri altaat: A Saviuoma, B Taskukosteikko, C Tulvaniitty ja D Pääallas. Porin tien toisella puolella sijaitsee E Portin kosteikko (sekä Enäjärven rantaluhta F). Kartta: Emmi Mäkinen/Keidas-hanke.

Niitun kosteikko koostuu levennetystä ja kynnystetystä saviuomasta, jo aiemmin rakennetusta pienestä laskeutusaltaasta, varsinaisesta kosteikkoaltaasta sekä siihen liittyvästä tulvaniitystä.

Saviuoma (pinta-ala noin 0,2 ha) on Niitun kosteikon sisääntulouoma, joka rakennettiin talvella 2013–2014 ja jossa ei seurantojen alkaessa kesällä 2014 ollut juuri lainkaan kasvillisuutta. Saviuoma on rakennettu matalaksi sekä leveäksi virtausta hidastamaan. Uoman muotoilulla ja kivisillä pohjapadoilla uomaan on tehty suvantoisia poukamia. Kalat eivät nouse saviuomalle. Niitun kosteikon vanhin osa on paikalla jo aiemmin sijainnut paikallisen vesiensuojeluyhdistyksen kaivama **taskukosteikko** (pinta-ala noin 0,1 ha), joka vuonna 2011 muokattiin osaksi tulevaa Niitun kosteikon kokonaisuutta. Tuolloin aiemmin pari metriä syvän ja kasvittoman altaan keskivedenpintaa madallettiin, jolloin rehevä kasvillisuus asettui altaaseen. Osaan allasta kehittyi tiheä kortteikko. Kalat eivät nouse pitkää ja leveää pohjapatoa altaaseen. Niitun **pääallas** (pinta-ala 0,74 ha) on rakennettu vuosien 2013–2014 aikana ja siinä on rakennetuille kosteikoille tyypilliset tulovirtaaman tasausallas sekä lopussa syvempi laskeutusallas. Kosteikon

keskellä on lisäksi virkistys- ja habitaattiarvoja lisäävä kolmas avoimempi ja syvempi allasosuus. Kasvillisuus on asettunut pääaltaalle muita matalampia altaita hitaammin. Kalojen pääsyä altaalle on yritetty rajoittaa asettamalla verkko Portin ja Niitun kosteikkojen väliseen tierumpuun sekä kosteikkoaltaan purkupadon avulla. Nuoret kalat pääsevät kuitenkin verkon läpi ja korkeilla virtaamilla myös madaltuneen padon yli, minkä vuoksi kaloja esiintyy Niitun pääaltaassa. Pääaltaan vieressä sijaitsevaan **tulvaniittyyn** (pinta-ala noin 0,4 ha) on pohjapadolla säädelty tulovirtausta pääuomasta vain noin viidesti vuodessa tulvahuippujen aikaan. Tulvaniityn on tarkoitus hillitä tulvahuippuja, kun vedenkorkeus poikkeustilanteissa nousee niin, että pääaltaan vesi pääsee virtaamaan penkereen yli tulvaniitylle. Muulloin tulvaniitylle purkautuu vesiä viereiseltä rinteeltä; tulvaniityllä on yleensä matala vesi eikä lainkaan kaloja. Matalassa, noin 10-30 cm syvässä vedessä on muutama noin puolen metrin syväne, jotka rakennettiin erityisesti sammakkoeläinten tarpeet huomioiden takaamaan vesitilaa nuijapäille kuivinakin keväinä.

2.1.3 Vertailuvesistö Enäjärvi

Nummelan Kilsoinojaan rakennetut kosteikot laskevat Vihdin Enäjärven Ridalinlahteen. Enäjärvi puolestaan on Itämereen laskevan Siuntionjoen latvajärvi, jolloin Enäjärven veden laadulla on vaikutusta myös Itämereen sekä kaikkiin Siuntionjoen Enäjärven ja Itämeren välisiin osiin (Vesientila 2017). Enäjärven pinta-ala on noin 500 hehtaaria ja keskisyyvyys noin 3 metriä. Järven rannoilla on noin 150 vapaa-ajan asuntoa. Enäjärven tilaan ovat vaikuttaneet vedenpinnan säännöstelyt sekä järveen johdetut Nummelan alueen käsittelemättömät jätevedet 1950-luvulta 1970-luvun puoliväliin. Myös järven 34 km² laajuiselta valuma-alueelta kulkeutuu maatalouden ja muun maankäytön ravinteita (Ramboll 2013). 1990-luvulla järven huono ekologinen tila ilmeni leväesiintyminä, hajuhaittoina sekä kalojen sairauksina ja pahanmakuisuutena. Huolestuneet paikalliset perustivat Vihdin Enäjärven suojeluyhdistyksen (VESY ry) ja vuonna 1993 aloitettiin järvellä osana Vihdin kunnan ja Uudenmaan ympäristökeskuksen rahoittamaa Enäjärvi-projektia kunnostustoimenpiteet, jotka jatkuvat yhä (Ramboll 2013; Päijät-Hämeen Vesijärvisäätiö 2014; Varjus 2015). Enäjärvi on myös osa Järvi Hoi-hanketta, jonka Länsi-Uudenmaan vesi ja ympäristö ry ja VESY ry aloittivat vuonna 2012. Yleishyödyllisen hankkeen tavoite on vesienhoidon ja hoitokalastuksen parannus Suomessa ja Ruotsissa (Ramboll 2013). Tärkein kunnostustoimenpide on ollut särkikalojen poistokalastus (Vesientila 2017), mutta veden tilaa on parannettu myös alusvesiä hapettamalla sekä

rakentamalla kosteikkoja ja laskeutusaltaita ulkoisen kuormituksen vähentämiseksi (Ramboll 2013; Vesientila 2017). Toimenpiteiden seurauksena Enäjärven ekologinen tila on tätä nykyä noussut huonosta välttäväksi (Vesientila 2017). Särkikalojen lisäksi Enäjärven on runsaasti petokaloja, kuten ahventa, kuhaa, haukea ja lahnaa (Ramboll 2013). Tässä tutkimuksessa mukana oli Enäjärven Ridalinlahden ranta noin 50 cm syvyyteen, jonka runsas kasvillisuus koostuu pääasiassa järvikortteesta (*Equisetum fluviatile*), osmankäämestä (*Typha latifolia*) ja järvikaislasta (*Schoenoplectus lacustris*).

2.2 Aineiston kerääminen ja käsittely

2.2.1 Vesiselkärangattomat

Vesiselkärangatonotosten keräämistä varten sijoitettiin 10 aktiivipyydystä Niitun kosteikkoon, Portin kosteikkoon ja Enäjärveen kuhunkin. Pyydykset koostuivat lasipurkista, jonka tilavuus on 1 litra sekä lasipurkin suulle rautalangan avulla asetetusta valkoisesta suppilosta, jonka vartta on typistetty niin, että reiän halkaisija on noin 2,5 cm (Murkin ym. 1983). Pyydykset sijoitettiin rantaveteen noin 50 cm syvyyteen tai vähintään niin syväälle, että ne peittyivät vedellä ja jäivät upoksiin. Pyydykset jätettiin veteen 48 tunniksi ennen kuin ne nostettiin ylös ja pyydystetyt vesiselkärangattomat säilöttiin alkoholiin. Myöhemmin vesiselkärangattomat tunnistettiin mikroskoopin avulla. Taksonin määrittäminen jätettiin heimo- tai lajotarkkuudelle virheiden välttämiseksi.

Vuonna 2014 aktiivipyydykset olivat vedessä 30.7.–1.8., vuonna 2015 28.7. – 30.7. ja vuonna 2016 10.8.–12.8. Pyydykset pyrittiin asettelemaan kullekin kohteelle mahdollisimman tasaisin etäisyyksin toisistaan. Enäjärvelle pyydykset asetettiin tasaisin välimatkoin Portin kosteikon viereiselle Ridalinlahden rannalle.

2.2.2 Kokoluokkajakauma ja biomassaindeksi

Vesiselkärangattomien yksilöiden pituudet mitattiin ja ne jaettiin pituuden mukaan viiteen kokoluokkaan (1: 0–2,5 mm; 2: 2,6–7,5 mm; 3: 7,6–12,5 mm; 4: 12,6–17,5 mm; 5: >17,5 mm). Biomassaindeksin määrittämiseksi laskettiin jokaisen kokoluokan yksilöt yhteen ja kerrottiin summa kokoluokan pituuden mediaanilla. Kaikkien kokoluokkien indeksit laskettiin yhteen kokonaisbiomassaindeksin määrittämiseksi. Kohteen pyydyskohtainen biomassaindeksi saatiin jakamalla kokonaisbiomassaindeksi pyydysten lukumäärällä. Jotta indeksi olisi verrattavissa muihin samalla metodilla tehtyihin tutkimuksiin, jaettiin pyydyskohtainen indeksi vielä pyyntivuorokausien määrällä eli kahdella.

2.2.3 Tilastollinen analyysi

Kokoluokkakajakaumien vertailu suoritettiin Log-Likelihood – G^2 testisuureella. Testiä voidaan käyttää, kun aineisto koostuu havainnoista eri kategorioissa (kuten tässä tapauksessa havainnoista eri kokoluokissa) ja halutaan selvittää, jakautuvatko havainnot kategorioihin odotusarvojen mukaisesti (McDonald 2014). G^2 -testisuure kertoo, kuinka kaukana havaittu data on nollahypoteesista (i.e. havainnot jakautuvat kategorioihin odotusarvojen mukaisesti), ja mitä suurempi G^2 -arvo on, sitä enemmän havainnot nollahypoteesista poikkeavat (McDonald 2014). Tässä tutkielmassa vertailukohta eli teoreettinen odotusarvo oli Enäjärven vesiselkärangattomien kokoluokkakajakauma. Havaintojen pienen lukumäärän vuoksi kokoluokat 4 ja 5 yhdistettiin tilastollista analyysia varten. Lisäksi havaintojen vähyden vuoksi G^2 -arvo jaettiin Williamsin korjauskertoimella q (William's correction),

$$q=1+(a2-1)/6nv$$

jossa a on kategorioiden lukumäärä, n on havaintojen määrä ja v on vapausasteiden määrä (McDonald 2014). Sekä Niitun että Portin kosteikkojen vesiselkärangattomien kokoluokkakajakaumia verrattiin erikseen Enäjärven kokoluokkakajakaumaan. Vertailu tehtiin vuositasolla, jotta sukkession vaiheita olisi helpompi havaita. Koska Niitun kosteikko koostuu useammasta eri-ikäisestä ja olosuhteiltaan poikkeavasta altaasta, tehtiin kokoluokkakajakaumien vertailu myös Niitun eri altaiden välillä. Log-Likelihood- G^2 testisuureta on käytetty esimerkiksi Heikki Holménin maisterintutkielmassa (Holmén 2014), jossa tutkittiin kalojen vaikutusta vesiselkärangattomiin kasvillisuudeltaan erilaisissa elinympäristöissä muun muassa vertailemalla vesiselkärangattomien yhteisöjen kokoluokkakajakaumia.

2.2.4 Shannonin ja Jaccardin monimuotoisuusindeksit

Vesiselkärangattomien monimuotoisuutta vertailtiin laskemalla kohteille Shannonin ja Jaccardin monimuotoisuusindeksit. Shannonin indeksi valittiin, koska se on varsin yleisesti käytetty monimuotoisuusindeksi ja sitä on sovellettu myös vastaavanlaisiin vesiselkärangattomien monimuotoisuuden tutkimuksiin (Niemelä ym. 2004). Shannonin indeksi on epävarmuuden mitta, joka kertoo, kuinka epätodennäköistä on sattumanvaraisesti poimia tietyn lajin yksilö rajattomasta joukosta. Mitä suurempi on lajien diversiteetti, sitä epävarmempaa on, että juuri tämän tietyn lajin yksilö tulisi poimituksi (Pielou 1969).

Shannonin indeksi H' riippuu lajien määrästä ja lajien suhteellisesta esiintymisestä. Lajien suuri lukumäärä ja eri lajien tasainen esiintyminen kasvattavat kumpikin indeksiä. Shannonin indeksi saa tavallisesti arvoja välillä 1,5-3,5 ja ylittää harvoin arvon 4 (Magurran 2004). Mitä korkeampi on indeksin antama arvo, sitä epävarmempaa on tietyn lajin poimiminen rajattomasta joukosta eli sitä suurempi on ekosysteemin monimuotoisuus.

Indeksi lasketaan kaavalla:

$$H' = \sum_{i=1}^S - (P_i \ln P_i)$$

jossa S =näytteen taksonien kokonaismäärä ja P_i = taksonin i yksilöiden määrän osuus näytteen kokonaisyksilömäärästä.

Maksimaalinen diversiteetti (H_{\max}) saadaan, kun kaikkia lajeja esiintyy yhtä paljon. Vaikka Shannonin indeksi ottaa huomioon sekä lajien määrän, että lajien esiintymisen tasaisuuden, voidaan lajien välisille runsaussuhteille laskea myös oma indeksinsä. Tässä tutkimuksessa käytettiin Shannonin tasaisuuden indeksiä E , joka laskettiin kaavalla:

$$E = H' / H_{\max}$$

jossa $H_{\max} = \ln S$ ja jossa S =näytteen taksonien kokonaismäärä E on aina pienempi kuin 1 (Pielou 1969).

Seurantakohteiden välistä eroa lajiston monimuotoisuudessa vertailtiin käyttämällä Jaccardin indeksiä S_j , joka kertoo prosentteina, kuinka samankaltaista eri kohteiden lajisto on. Jaccardin indeksi lasketaan kaavalla:

$$S_j = a / (a + b + c)$$

jossa a on vertailtavien kohteiden b ja c yhteisten lajien summa, b on kohteen b lajien määrä ja c taas kohteen c lajien määrä (Kent & Coker 1992).

3 TULOKSET

3.1 Portin ja Niitun kosteikot

Rakennettujen Portin ja Niitun kosteikkojen vesiselkärangatonyhteisöjen seurantojen tuloksia verrataan tässä Enäjärveen, joka edustaa luonnonvesistöä. Niitun kosteikon kaikki altaat ovat vertailussa mukana, jotta muodostuu kuva Niitun vesiselkärangattomien yhteisöstä kokonaisuutena.

3.1.1 Vesiselkärangattomien taksonit ja biomassaindeksit

Vesiselkärangattomien taksoneista tavallisimmat olivat vesikirput (*Cladocera*), hankajalkaiset (*Copepoda*) sekä siirat (*Isopoda*) (taulukko 1). Kukin näistä taksoneista edusti jossain otoksessa yli 50% näytteen yksilöistä. Portin kosteikko oli ainoa seurantakohteista, jossa ei yksikään taksoni edustanut yli 50% otoksen yksilöistä yhtenäkkään seurantavuonna. Portin kosteikolla sukeltajat (*Dytiscidae*) olivat tavallisia (enimmillään noin 21% otoksen taksonin yksilöistä) edellä mainittujen taksoneiden lisäksi.

Pyydyksiin jääneiden yksilöiden määrä vaihteli paljon vuosittain, ja Portin ja Niitun osalta vuonna 2015 yksilöitä oli eniten, kun taas Enäjärven yksilöiden määrä laski jokaisena seurantavuonna. Portin ja Niitun kosteikoilla oli kunakin seurantavuotena yhteensä 10 pyydystä, kun taas Enäjärven tuloksista poistettiin vuonna 2015 yksi ja vuonna 2016 kaksi pyydyksistä, sillä niihin oli päätynyt kaloja, jotka vesiselkärangattomia syödessään vääristävät tuloksia. Niitun kosteikolla oli tulvaniityn pyydyksessä joka vuosi manteri, mikä saattaa myös osaltaan vaikuttaa tuloksiin syödessään vesiselkärangattomia, mutta koska tulva-altaassa oli vain yksi pyydys, ei sitä poistettu tutkimuksesta.

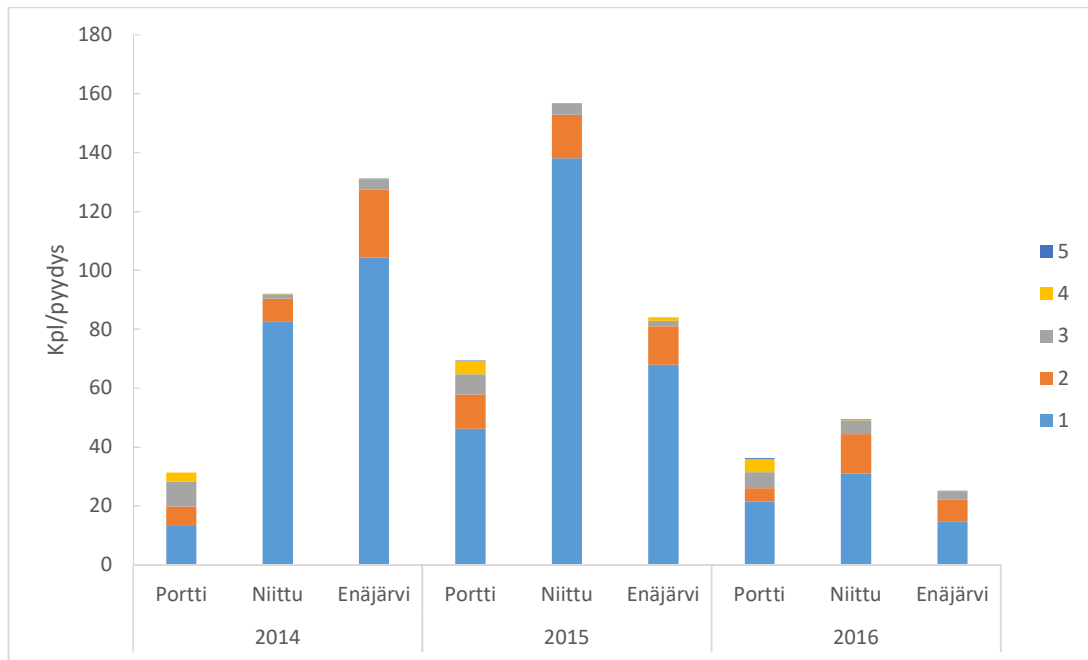
Vuonna 2014 pyydyskohtainen biomassaindeksi oli suurin Enäjärvellä ja pienin Niitun kosteikolla (taulukko 1). Vuonna 2015 tilanne näytti päinvastaiselta ja Niitun biomassaindeksi oli suurin, kun taas Enäjärven indeksi oli kolmesta kohteesta pienin. Portin indeksi kasvoi selvästi vuosien 2014 ja 2015 välillä. Vuonna 2016 laski biomassaindeksi kaikilla kohteilla selvästi vuoteen 2015 verrattuna. Niitun ja Portin kosteikoilla biomassaindeksi oli vuosina 2014 ja 2016 suurin piirtein sama, kun taas Enäjärvellä vuoden 2016 biomassaindeksi oli vain vajaa kolmannes vuoden 2014 indeksistä.

Taulukko 1. Eri taksoneiden yksilöiden prosentuaaliset osuudet, yksilöiden kokonaismäärä, pyydysten määrä sekä keskiarvoinen biomassaindeksi/vrk pyydystä kohden eri vesistöissä (N=Niittu-kosteikko, P=Portti-kosteikko, E=Enäjärvi) jokaisena seurantavuonna.

Taksoni	2014			2015			2016		
	N	P	E	N	P	E	N	P	E
<i>Anisoptera</i>	-	-	-	0,1	0,1	-	0,2	-	-
<i>Aphididae</i>	-	-	-	-	-	-	4,3	3,0	1,7
<i>Chironomid.</i>	-	-	-	1,6	4,3	0,2	0,8	3,3	1,7
<i>Cladocera</i>	59,3	11,8	35,9	63,8	41,6	23,1	2,6	45,9	5,0
<i>Coleoptera</i>	-	-	0,1	-	0,4	0,2	0,2	-	-
<i>Collembola</i>	-	-	-	0,1	0,9	0,1	-	-	-
<i>Copepoda</i>	15,4	14,6	31,0	18,7	21,5	39,4	1,4	2,2	22,1
<i>Corixidae</i>	2,3	0,6	-	7,6	0,4	0,4	4,7	-	-
<i>Diptera</i>	1,4	0,6	0,7	0,1	4,0	0,2	2,8	8,8	0,6
<i>Dytiscidae</i>	0,8	21,3	-	0,7	9,4	2,5	1,2	20,4	1,1
<i>Ephemeropt.</i>	4,6	5,1	0,6	0,3	0,4	0,1	3,4	2,5	-
<i>Gastropoda</i>	1,1	1,3	1,4	0,9	1,6	0,2	2,4	2,2	6,6
<i>Haliplidae</i>	-	-	-	-	-	-	2,0	0,3	1,7
<i>Hirudinae</i>	0,2	3,8	3,6	0,1	0,4	9,5	0,6	-	2,8
<i>Hydracarina</i>	7,8	9,2	5,4	0,4	0,7	6,9	1,4	0,6	16,6
<i>Isopoda</i>	1,6	20,4	16,9	4,5	12,1	15,1	67,8	2,5	21,0
<i>Megaloptera</i>	-	-	-	-	-	-	0,2	-	-
<i>Oligochaeta</i>	-	-	-	-	0,1	0,2	-	-	7,7
<i>Ostracoda</i>	4,9	4,1	3,6	1,1	0,1	1,4	3,0	6,9	3,9
<i>Tricoptera</i>	0,7	7,0	0,8	0,1	1,7	0,2	0,8	1,1	7,7
<i>Zygoptera</i>	-	-	-	-	-	-	-	0,3	-
Yksilöiden määrä	921	314	1183	1568	694	840	499	362	181
Pyydysten määrä	10	10	9	10	10	10	10	10	8
Biomassaindeksi /pyydys/vrk	80,8	93,2	146,1	144	131,7	94,22	80	91,6	40,6

3.1.2 Kokoluokkakajakauma

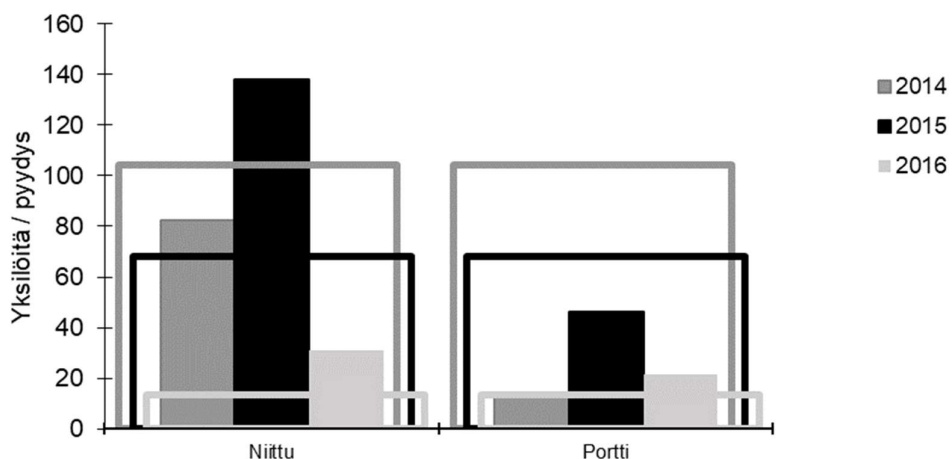
Vertailtaessa Portille ja Niitulle kehittyneitä selkärangattomien yhteisöjen kokojakaumia Enäjärveen havaittiin, että Enäjärven vesiselkärangattomien kokoluokkakajakauma erosi merkittävästi Portin kosteikon kokoluokkakajakaumista kaikkina seurantavuosina (2014: $G^2 = 48.9$, $df = 3$, $P < 0.001$; 2015: $G^2 = 19.1$, $df = 3$, $P < 0.001$; 2016: $G^2 = 15.7$, $df = 3$, $P = 0.001$). Niitun kosteikolla kokoluokkakajakauma poikkesi merkitsevästi Enäjärvestä vain vuonna 2015 ($G^2 = 9.1$, $df = 3$, $P = 0.02$), mutta myös vuonna 2014 kokoluokkakajakaumien välillä oli huomattavaa eroa ($G^2 = 6.9$, $df = 3$, $P = 0.07$). Vuonna 2016 ei Enäjärven ja Niitun kosteikon vesiselkärangattomien kokoluokkakajakaumissa havaittu juuri eroavaisuutta ($G^2 = 0.7$, $df = 3$, $P = 0.8$). Portin kokoluokkakajakauma oli tasaisemmin jakautunut eri kokoluokkien kesken, kun Niitun ja Enäjärven jakauma oli painottunut pienempiin kokoluokkiin (kuva 6).



Kuva 6. Vesiselkärangattomien kokoluokkakajakauma pyydystä kohden seurantavuosina 2014-2016 Niitun kosteikolla, Portin kosteikolla ja Enäjärvessä.

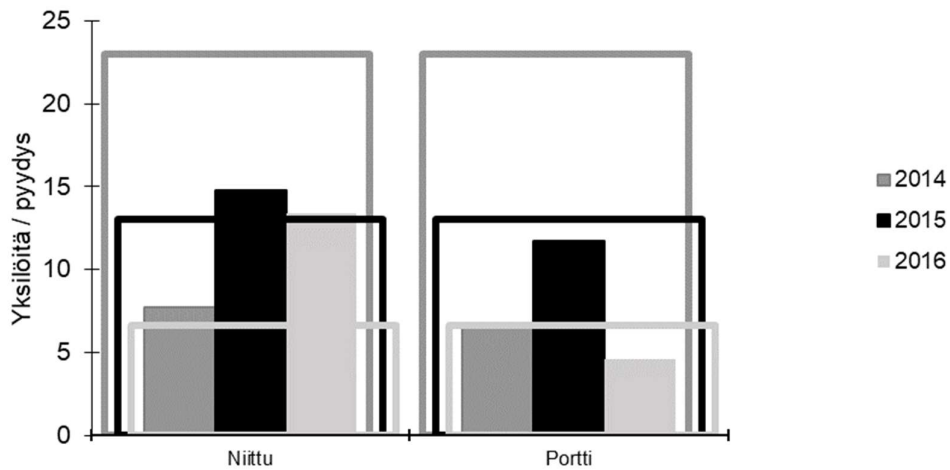
Kokoluokan 1 vesiselkärangattomat dominoivat erityisesti Niitun näytteitä, mutta myös Portin kosteikolla kokoluokka 1 oli hallitseva. Vuonna 2014 Niitun kosteikolla oli vielä Enäjärveä vähemmän kokoluokan 1 vesiselkärangattomia, mutta seuraavina vuosina tilanne oli päinvastainen ja Niitun kosteikolla oli noin kaksi kertaa enemmän kokoluokkaa 1 kuin Enäjärvellä. Portin kosteikolla havaittiin kahtena ensimmäisenä seurantavuonna vähemmän kokoluokan 1 vesiselkärangattomia kuin Enäjärvellä, mutta ero oli huomattavasti suurempi vuonna 2014. Vuonna 2016 myös Portin kosteikolla oli hieman Enäjärveä enemmän pienimmän kokoluokan vesiselkärangattomia (kuva 7).

Kokoluokan 1 vesiselkärangattomat olivat pääasiassa vesikirppuja ja hankajalkaisia. Niitulla vuonna 2014 ja erityisesti vuonna 2015 vesikirppu oli ylivoimaisesti yleisin taksoni sekä kokoluokassa 1, että koko otoksessa ja hankajalkainen toiseksi yleisin. Vuonna 2016 taasen sekä vesikirppujen että hankajalkaisten määrät romahtivat ja sekä kokoluokkaa 1 että koko otosta dominoi siira (kokoluokassa 1 olevat siirat ovat poikasia). Seuraavaksi yleisin, mutta jo selvästi vähälukuisempi oli raakkuäyriäinen (*Ostracoda*). Portilla vuonna 2014 olivat kokoluokan 1 yleisimmät taksonit hankajalkaiset, vesikirput ja vesipunkit (*Hydracarina*). Myös Portilla oli vuonna 2015 erityisen paljon vesikirppuja ja runsaasti myös hankajalkaisia. Vuonna 2016 oli vesikirppujen määrä laskenut, mutta ne olivat silti kokoluokan (ja koko otoksen) yleisin taksoni. Myös Portilla oli vuonna 2016 aiempia vuosia enemmän raakkuäyriäisiä, joka oli kokoluokan toiseksi yleisin taksoni. Enäjärvellä hankajalkaiset ja vesikirput olivat yleisimmät taksonit vuosina 2014 ja 2015. Vuonna 2016 myös Enäjärvellä vesikirppujen sekä myös hankajalkaisten määrä oli huomattavasti pienempi ja hankajalkaisten jälkeen seuraavaksi yleisin taksoni kokoluokassa 1 oli vesipunkit.



Kuva 7. Kokoluokan 1 vesiselkärangattomien havaitut yksilömäärät pyydystä kohti Niitun ja Portin kosteikoilla (palkit) verrattuna Enäjärveen (viivat) vuosina 2014–2016.

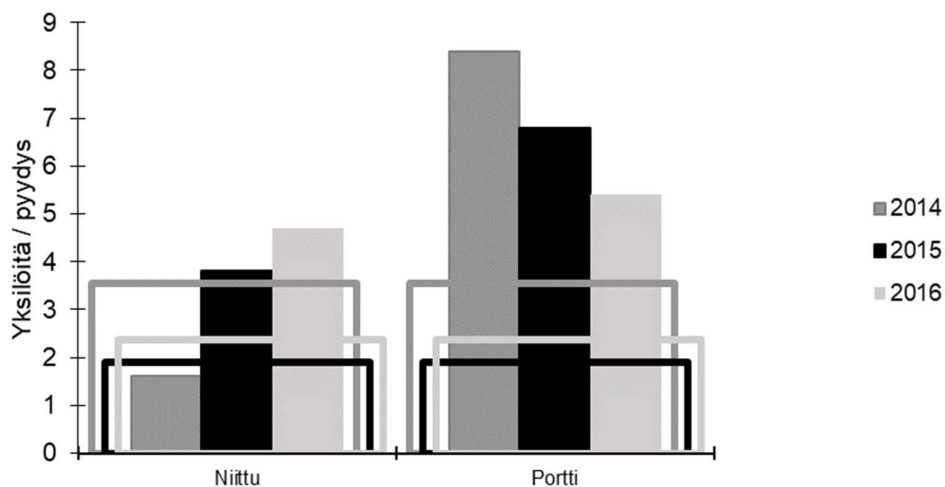
Vuonna 2014 havaittiin kokoluokan 2 vesiselkärangattomia selvästi vähemmän Niitun ja Portin kosteikoilla kuin Enäjärvellä. Vuosina 2015–2016 Niitun kosteikon näytteistä löytyi reilusti Enäjärveä enemmän kokoluokan 2 vesiselkärangattomia, kun taas Portin näytteistä jonkin verran Enäjärveä vähemmän (Kuva 8). Kokoluokassa 2 oli paljon vaihtelua taksonien yleisyydessä vuosien välillä. Tyypillisiä taksonia kokoluokassa 2 Niitun kosteikolla olivat päivänkorenon toukka (*Ephemeroptera*), pikkumalluainen (*Corixidae*) ja siira. Portin kosteikolla vuonna 2014 päivänkorento oli yleisin taksoni ja juotikkaat (*Hirudinea*) ja vesiperhosen (*Tricoptera*) toukat seuraavaksi yleisimmät. Vuonna 2015 olivat yleisimmät taksonit Portilla siira, surviassääski sekä sukeltaja ja vuonna 2016 surviassääski sekä päivänkorento. Enäjärvellä jokaisena seurantavuonna selvästi yleisin taksoni kokoluokassa 2 oli siira. Vuosina 2014 ja 2015 seuraavaksi yleisin taksoni oli juotikas ja vuonna 2016 harvasukasmato.



Kuva 8. Kokoluokan 2 vesiselkärangattomien havaitut yksilömäärät pyydystä kohden Niitun ja Portin kosteikoilla (palkit) verrattuna Enäjärveen (viivat) vuosina 2014–2016.

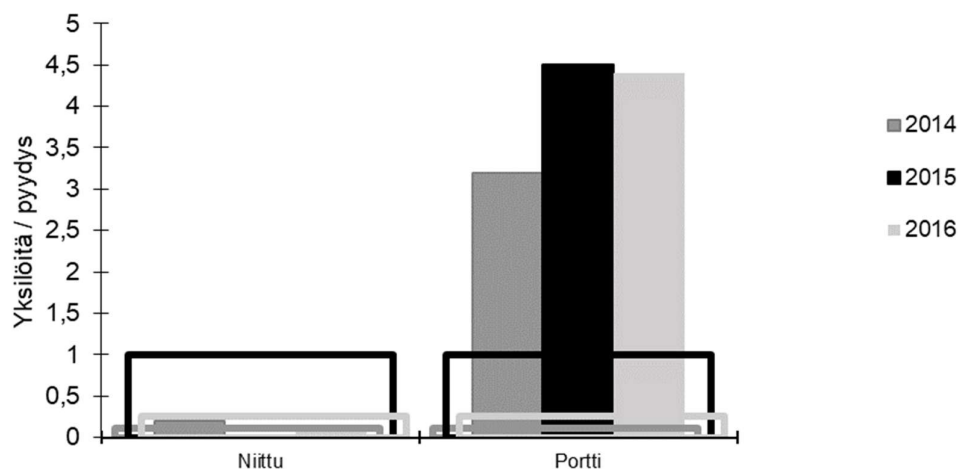
Vuonna 2014 Niitun näytteistä havaittiin puolet Enäjärveä vähemmän kokoluokan 3 vesiselkärangattomia (kuva 9). Vuosina 2015–2016 tilanne oli päinvastainen ja Niitun näytteistä havaittiin kaksi kertaa Enäjärveä enemmän kokoluokan 3 vesiselkärangattomia. Kaikkina seurantavuosina Portilla tavattiin selvästi enemmän kokoluokan 3 vesiselkärangattomia kuin Enäjärvellä, mutta vuonna 2016 ero oli hieman edeltäviä vuosia pienempi. Vuosina 2014 ja 2015 yleisin kokoluokan 3 edustaja Niitun kosteikolla oli jokin kaksisiipisen (*Diptera*) toukka, vuonna 2015 tarkemmin määriteltynä surviassääsken toukka. Toiseksi yleisin kokoluokan 3 taksoni oli pikkumalluainen vuonna 2014 ja siira vuonna 2015. Vuonna 2016 oli kokoluokan tavallisin edustaja siira ja kaksisiipiset vasta toiseksi tavallisin. Vuonna 2014 Portin yleisimmät kokoluokan 3 ja koko otoksen taksonit olivat sukeltaja sekä siira. Vuonna 2015 näiden taksonien järjestys oli päinvastainen siiran ollessa yleisin kokoluokan 3 taksoni ja sukeltajan seuraava. Vuonna 2016 sukeltaja oli jälleen selvästi yleisin taksoni, kun taas siiroja ei esiintynyt juuri lainkaan missään kokoluokassa. Sen sijaan kaksisiipiset olivat toiseksi yleisin taksoni. Enäjärven yleisin taksoni kokoluokassa 3 vuosina 2014 sekä 2016 oli siira ja vuonna 2015 sukeltaja.

Enäjärven otoksissa kokoluokassa 3 esiintyi joka vuosi yleisimmän taksonin lisäksi varsin vähän muita kokoluokan vesiselkärangattomia.



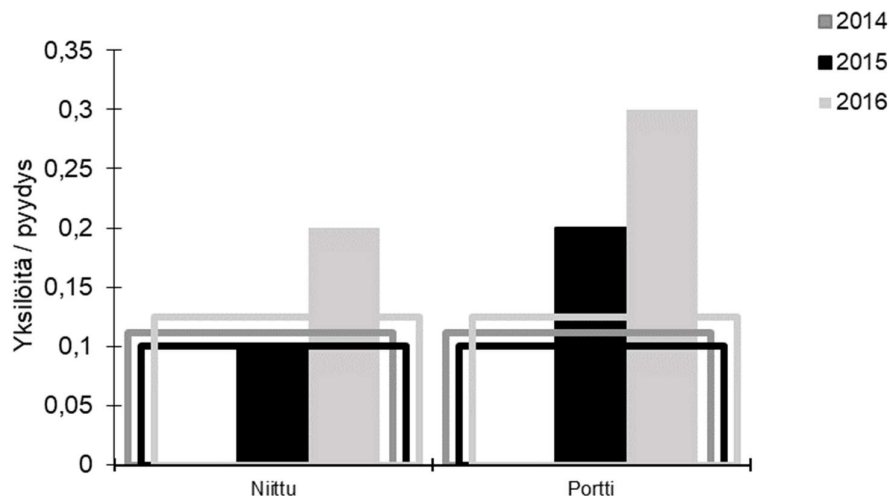
Kuva 9. Kokoluokan 3 vesiselkärangattomien havaitut yksilömäärät pyydystä kohden Niitun ja Portin kosteikoilla (palkit) verrattuna Enäjärveen (viivat) vuosina 2014–2016.

Kokoluokan 4 vesiselkärangattomia oli kaikkina seurantavuosina Niitun kosteikolla hyvin vähän (kuva 10) ja kaikki tavatut kokoluokan edustajat olivat pikkumalluaisia. Portin kosteikolla esiintyi kaikkina vuosina selvästi Enäjärveä enemmän kokoluokan vesiselkärangattomia ja selkeästi yleisin taksoni oli sukeltaja. Lisäksi kokoluokassa esiintyi muutama vesiperhonen. Myös Enäjärven pyydyksiin jääneet vähäiset kokoluokan 4 edustajat olivat pääsääntöisesti sukeltajia.



Kuva 10. Kokoluokan 4 vesiselkärangattomien havaitut yksilömäärät pyydystä kohden Niitun ja Portin kosteikoilla (palkit) verrattuna Enäjärveen (viivat) vuosina 2014–2016.

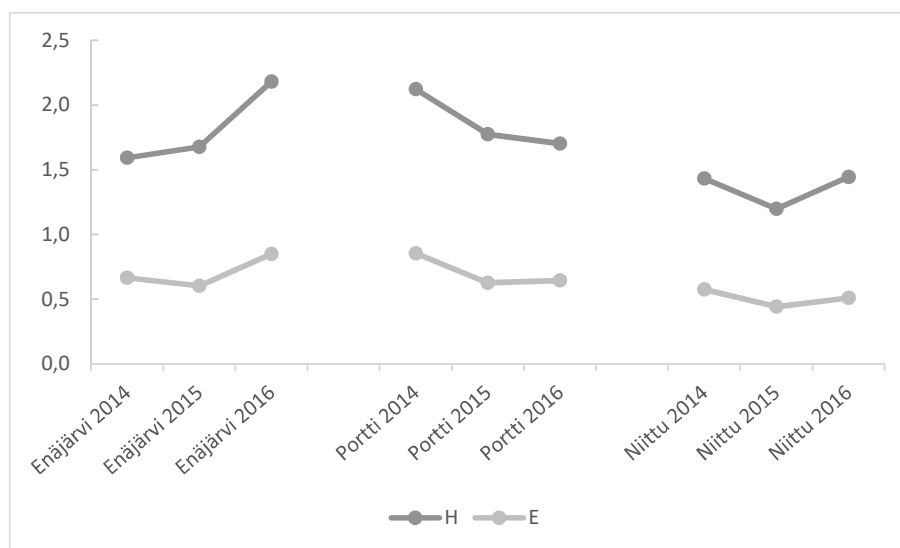
Kokoluokan 5 vesiselkärangattomia havaittiin seurantakohteilla vain muutama yksilö (kuva 11). Vuonna 2014 Portin tai Niitun kosteikolta ei kummaltakaan tavattu kokoluokan 5 vesiselkärangattomia. Seuraavina seurantavuosina niitä tavattiin hieman Enäjärveä enemmän, paitsi Niitulla vuonna 2015 juuri yhtä monta kuin Enäjärvellä. Niitulta tavatut kokoluokan 5 vesiselkärangattomat olivat aitosudenkorennon (*Anisoptera*) toukka sekä juotikas, kun taas Portilla sekä Enäjärvellä sukeltaja sekä kotilo (*Gastropoda*).



Kuva 11. Kokoluokan 5 vesiselkärangattomien havaitut yksilömäärät pyydystä kohden Niitun ja Portin kosteikoilla (palkit) verrattuna Enäjärveen (viivat) vuosina 2014–2016.

3.1.3 Vesiselkärangattomien monimuotoisuus

Shannonin diversiteetti-indeksi osoittaa, että Portilla oli suurin vesiselkärangattontaksonien monimuotoisuus kahtena ensimmäisenä seurantavuotena, kun taas viimeisenä seurantavuotena monimuotoisuus oli suurinta Enäjärvellä (kuva 12). Siinä missä Portin monimuotoisuus on jokaisena seurantavuonna laskenut, on Enäjärven monimuotoisuus lisääntynyt. Toisaalta saman aikaisesti myös Enäjärven biomassaindeksi laski joka vuosi. Niitun monimuotoisuus on kaikkina seurantavuosina pienin. Kaikkien vuosien keskiarvona laskettuna on Portin kosteikon monimuotoisuus indeksi ($H=1,9$) aavistuksen suurempi kuin Enäjärven (1,8) ja Niitun indeksi pienin (1,4).



Kuva 12. Shannonin monimuotoisuus indeksi (H) sekä tasaisuus taksonien jakaumassa (E) kaikilla seurantakohteilla vuosina 2014-2016.

Jaccardin indeksi osoittaa, että vuonna 2014 sekä Niitun että Portin vesiselkärangattomien yhteisöt koostuivat 81 % samoista taksoneista kuin Enäjärven vesiselkärangattomien yhteisö (taulukko 2.). Vuonna 2015 Portin ja Enäjärven yhteisöt olivat hyvin samankaltaiset. Vuonna 2016 erosivat kumpienkin kosteikkojen yhteisöt selvästi aikaisempia vuosia enemmän Enäjärven yhteisöstä.

Taulukko 2. Portin ja Niitun kosteikkojen vesiselkärangattomien yhteisöjen taksonien samankaltaisuus Enäjärven vesiselkärangattomien yhteisön kanssa vuosina 2014-2016 (Jaccardin indeksi).

	2014	2015	2016
Portti - Enäjärvi	0,81	0,94	0,69
Niittu - Enäjärvi	0,81	0,82	0,67

3.2 Niitun altaiden vertailu

Niitun kosteikon neljä eri allasta, saviuoma, taskukosteikko, pääallas ja tulvaniitty, poikkeavat toisistaan sen verran syvyyden, kasvillisuuden ja kalaisuuden perusteella, että niitä tarkastellaan tässä tarkemmin.

3.2.1 Vesiselkärangattomien taksonit ja biomassaindeksit

Tavallisimmat taksonit Niitun eri altaissa olivat vesikirput ja siirat (taulukko 3), mutta siinä missä vesikirput olivat ehdottomasti suurilukuisin taksoni ensimmäisenä seurantavuonna ja vähenivät selvästi viimeiseen seurantavuoteen mennessä, kasvoivat siirujen määrät joka vuosi. Tässä on poikkeuksena tulvaniitty, jossa siiruja ei esiintynyt lainkaan 2015-2016. Vuonna 2015 oli yli 55% tulvaniityn vesiselkärangattomista surviassääsken toukkia, joita esiintyy eniten juurikin seisovissa vesissä. Toisaalta tulvaniityn pyydysessä oli kyseisenä vuonna yhteensä vain 27 vesiselkärangatonta.

Yksilöiden määrässä oli paljon vaihtelua vuosien ja altaiden välillä. Yhteensä Niitun kosteikolla oli 10 pyydystä joka vuonna, jotka jaettiin silmämääräisesti altaiden pinta-alan mukaan eri osiin. Saviuomassa ja taskukosteikossa oli kaksi pyydystä kussakin, pääaltaassa viisi ja tulvaniityllä vain yksi.

Niitun eri altaiden biomassaindeksit kehittyivät epätasaisesti seurantavuosien aikana (taulukko 3). Saviuoman ja taskukosteikon biomassaindeksit olivat vuonna 2016 suuremmat kuin 2014, kun taas tulvaniityn ja pääaltaan indeksit pienempiä. Toisaalta saviuoman ja taskukosteikon biomassassa oli vuonna 2015 pienimmillään ja pääaltaan taas suurimmillaan. Ainoastaan tulvaniityn biomassaindeksin kehitys oli vuodesta toiseen samansuuntainen eli laskeva.

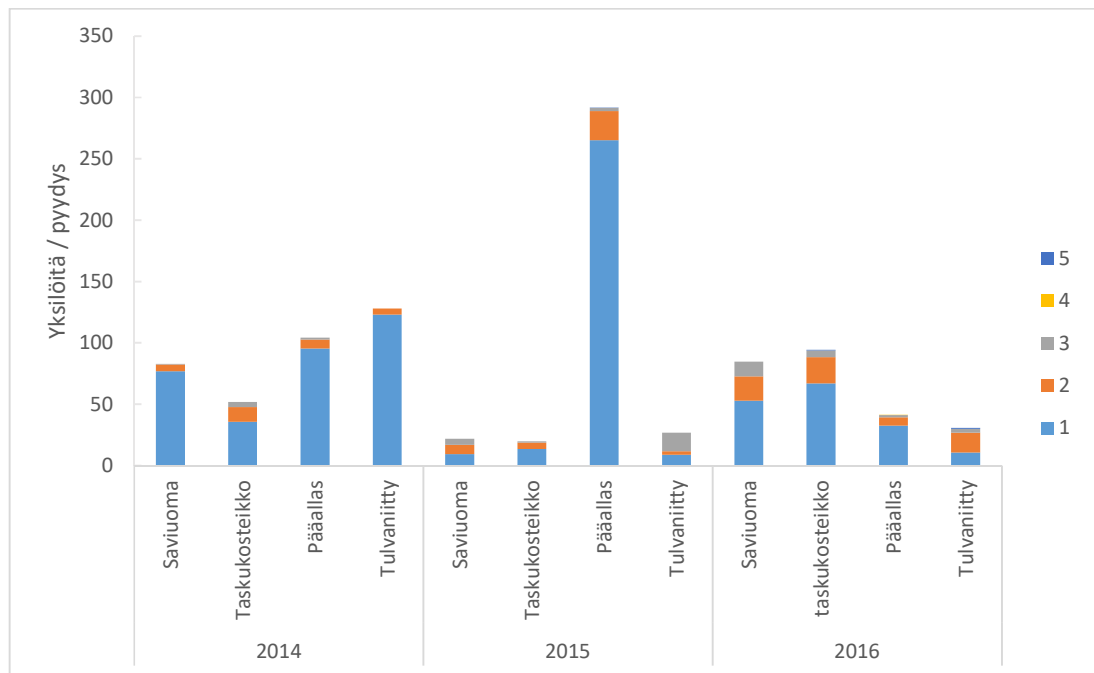
Taulukko 3. Eri taksoneiden yksilöiden prosentuaaliset osuudet, yksilöiden kokonaismäärä, pyydysten määrä sekä biomassaindeksi/vrk pyydystä kohden Niitun eri altaissa (SU = saviuoma, TK = taskukosteikko, PA = pääallas, TN = tulvaniitty) jokaisena seurantavuonna.

Taksoni	2014				2015				2016			
	SU	TK	PA	TN	SU	TK	PA	TN	SU	TK	PA	TN
<i>Anisoptera</i>	-	-	-	-	-	-	0,1	-	-	-	-	3,2
<i>Aphididae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	12,5	25,8
<i>Chironomid.</i>	-	-	-	-	4,5	7,7	0,3	55,6	0,6	0,5	1,9	-
<i>Cladocera</i>	84,3	33,7	55,3	64,1	4,5	7,7	68,3	7,4	-	1,1	4,8	19,4
<i>Coleoptera</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	-	1,0	-
<i>Collembola</i>	-	-	-	-	-	2,6	-	-	-	-	-	-
<i>Copepoda</i>	2,4	29,8	16,4	16,4	-	15,4	19,1	25,9	-	0,5	1,9	12,9
<i>Corixidae</i>	2,4	3,8	2,3	0,8	-	5,1	8,0	-	8,8	3,2	1,9	-
<i>Diptera</i>	-	-	2,5	-	-	2,6	-	-	-	0,5	11,5	3,2
<i>Dytiscidae</i>	0,6	1,9	0,8	-	13,6	-	0,3	3,7	1,8	1,1	1,0	-
<i>Ephemeropt.</i>	1,8	21,2	3,1	0,8	-	-	0,2	7,4	1,8	1,6	1,9	29,0
<i>Gastropoda</i>	5,4	1,0	-	-	-	2,6	0,9	-	1,2	3,2	2,9	3,2
<i>Haliplidae</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	4,7	1,1	-	-
<i>Hirudinae</i>	-	-	-	1,6	-	2,6	-	-	-	0,5	1,9	-
<i>Hydracarina</i>	1,2	1,0	-	10,2	-	2,6	0,3	-	-	-	6,7	-
<i>Isopoda</i>	1,2	6,7	1,0	0,8	75,0	15,4	2,1	-	80,0	79,4	47,1	-
<i>Megaloptera</i>	-	-	-	-	-	-	-	-	-	0,5	-	-
<i>Ostracoda</i>	-	-	7,3	5,5	-	33,3	0,3	-	-	5,8	2,9	3,2
<i>Tricoptera</i>	0,6	1,0	0,8	-	2,3	2,6	-	-	1,2	1,1	-	-
Yksilöiden määrä	166	104	521	134	44	40	1458	27	170	189	208	31
Pyydysten määrä	2	2	5	1	2	2	5	1	2	2	5	1
Biomassaindeksi /pyydys	64,5	72,9	83,3	125,95	50	27,4	240,3	88,6	143,9	123,8	48,7	74,4

3.2.2 Kokoluokkajakauma

Kokoluokan 1 vesiselkärangattomat olivat yleisimpiä useimmilla Niitun altaista jokaisena seurantavuonna (kuva 13), mutta erot kokoluokkien välillä tasoittuivat hieman vuosien aikana. Vuonna 2014 jokaisella altaalla kokoluokka 1 oli selvästi dominoiva, mutta vuonna 2015 pääaltaalla tapahtui suuri kasvu kokoluokan 1 vesiselkärangattomien määrässä (valtaosa vesikirppuja), kun taas muilla altailla niiden määrä selvästi laski. Vuonna 2016 kasvoi pienimmän kokoluokan vesiselkärangattomien osuus saviuomalla sekä

taskukosteikolla, kun taas pääaltaalla niiden määrä romahti. Suurempien kokoluokkien osuudet kasvoivat hieman vuosien aikana ja erityisesti tulvaniityllä, jossa oli vuosina 2015 – 2016 vähemmän kokoluokkaa 1, kuin sitä suurempia kokoluokkia. Vuonna 2014 yleisin taksoni kaikilla altailla oli vesikirppu, myös hankajalkaisia löytyi runsaasti. Tulvaniityllä ei pyydyksessä ollut lainkaan kokoluokan 3 tai suurempaa vesiselkärangatonta. Muissa altaissa tyypillisin kokoluokan 3 vesiselkärangaton oli jonkin kaksisiipisen toukka. Vain pääaltaan pyydyksiin jäi kokoluokan 4 vesiselkärangattomia (pikkumalluainen).

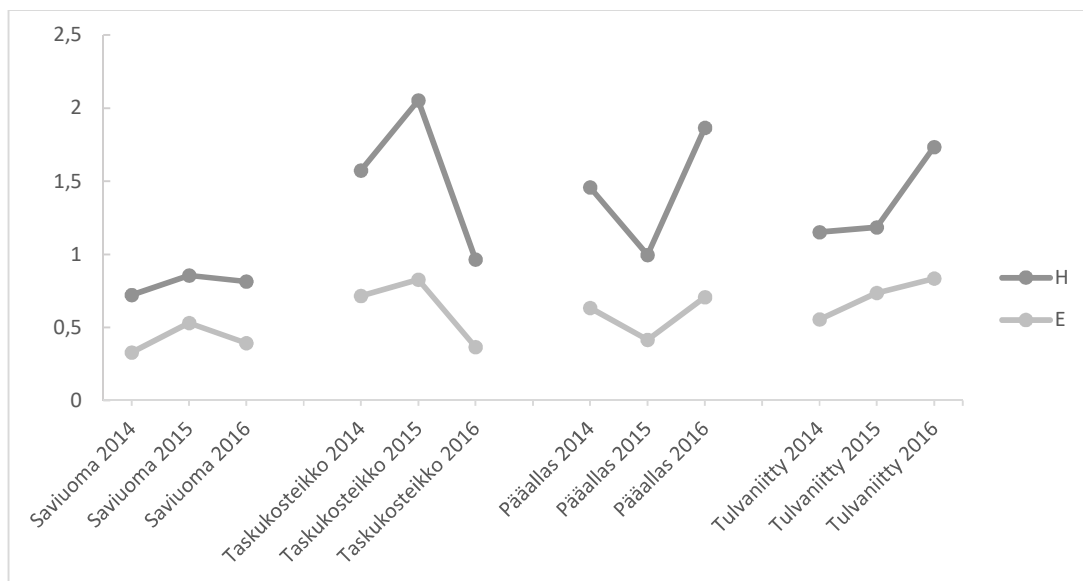


Kuva 13. Vesiselkärangattomien kokoluokkajakaumien kehitys Niitun kosteikon altailla vuosien 2014 - 2016 aikana. Vesiselkärangattomien lukumäärä on keskiarvo pyydystä kohti.

3.2.3 Monimuotoisuus

Shannonin indeksi oli kaikkina seurantavuosina matalin saviuomassa, jossa ei myöskään esiintynyt vuosien välillä paljoakaan vaihtelua (kuva 14). Taskukosteikon indeksi oli vuosina 2014 ja 2015 suurin kaikista altaista, mutta laski selvästi vuonna 2016. Pääaltaan indeksi oli myös korkea vuonna 2014, mutta laski vuonna 2015 noustakseen vuoden 2016 korkeimmaksi altaiden välisessä vertailussa. Tulvaniityn indeksi nousi jokaisena vuonna.

Kaikkien seurantavuosien keskiarvona laskettu Shannonin monimuotoisuusindeksi on korkein taskukosteikolla ($H=1,53$), mutta ero pääaltaaseen (1,44) sekä tulvaniittyyn (1,36) ei ole kovin suuri. Selvästi alhaisempaa monimuotoisuutta osoittaa saviuoman indeksi (0,80).



Kuva 14. Shannonin monimuotoisuusindeksi (H) sekä tasaisuus taksonien jakaumassa (E) Niitun eri altailla vuosina 2014-2016.

4 TULOSTEN TARKASTELU

4.1 Kokoluokkajakauman ja biomassaindeksin kehitys

Nummi ym. (2006) tutkivat piisamin laiduntamisen epäsuoria vaikutuksia vesiselkärangattomien populaatioihin. Laiduntamisen seurauksena tutkimusalueiden kasvillisuus oli eri vaiheessa sukkessiota, minkä perusteella alueet jaettiin kolmeen ryhmään: (i) avoin vesialue, (ii) sekalainen kellus- ja uposlehtinen kasvillisuus sekä (iii) häiriintymätön *Equisetum*-kasvillisuus. Nummi ym. havaitsivat, että sukkession vaihe vaikutti erityisesti vesiselkärangattomien kokojakaumaan. Avoimeksi laidunnetuilla alueilla pienten vesiselkärangattomien osuus oli selvästi suurempi verrattuna kasvillisuuden peittämiin alueisiin, kun taas *Equisetum*-laikuilla, kuten myös sekakasvillisuuden alueilla, esiintyi kooltaan suurimmat vesiselkärangattomat.

Samanlainen kasvillisuuden sukkessioon liittyvä populaatioiden kehitys on nähtävissä Nummelan vesiselkärangattomien seurannan tuloksissa. Vuonna 2010 rakennetulle Portin kosteikolle on asettunut kellus- ja uposlehtistä kasvillisuutta, kun taas Niitun vuosina 2012–2014 rakennetulla kosteikolla on kasvillisuuden sukkessio vielä aluillaan ja osa rannoista kasvittomia. Tuloksista näkyy, että pienin kokoluokka oli Niitun kosteikolla selvästi dominoiva ja tämä ilmiö voimistui vielä toisena seurantavuonna. Portilla kokoluokkien välinen vaihtelu oli vähäisempää ja suurempien kokoluokkien suhteellinen osuus selvästi suurempi kuin Niitulla tai Enäjärvellä. Enäjärven Ridalinlahden rantavyöhykkeellä, joka tässä tutkimuksessa oli mukana, kasvaa runsaasti osmankäämiä, järvikaislaa ja järvikortetta, mutta suuri kalakanta lienee syynä suurempien kokoluokkien vesiselkärangattomien vähäisyyteen. Vaikka kaloja esiintyy myös Portin kosteikolla sekä Niitun pääaltaassa, ei kosteikkojen pyydyksiin ollut jäänyt kaloja yhtenäkkään seurantavuonna. Enäjärvessä sen sijaan yhteensä kolmeen pyydykseen päätyi kaloja, mitä voitaneen pitää merkkinä suuremmasta vesiselkärangattomiin kohdistuvasta saalistuspaineesta kalojen osalta.

Niitun eri altaiden vesiselkärangattomia tarkastellessa näkyy selviä eroja. Vaikka vuosien välinen vaihtelu oli suurta erityisesti pienimmän kokoluokan yksilöiden esiintymisessä, viittaa kehitys kokoluokkien välisten erojen tasaantumiseen varsinkin kalattomassa ja matalassa tulva-altaassa.

Saviuoman vesiselkärangattomien yhteisössä on nähtävissä kasvillisuuden asettumisen vaikutus. Ensimmäisenä seurantavuonna 1. kokoluokan vesiselkärangattomat olivat ylivoimaisesti yleisimpiä ja peräti 84% pyydyksiin jääneistä vesiselkärangattomista oli vesikirppuja. Seuraavina vuosina vesikirppuja osuus laski jyrkästi, ja varsinkin viimeisenä vuonna altaalla esiintyi myös selvästi enemmän kokoluokkien 2 ja 3 vesiselkärangattomia, mikä näkyy biomassaindeksin selkeänä nousuna. Kaloja ei saviuomassa esiinny tai esiintyy varsin vähäisissä määrin, mikä kasvillisuuden lisääntymisen ohella vaikuttaa suurempien kokoluokkien tasaiseen kasvuun.

Taskukosteikko on Niitun altaista vanhin ja sinne oli jo seurannan alkaessa asettunut kosteikkokasvillisuutta, muun muassa kortteikkoa. Tämän voi nähdä kokoluokkajakaumatuloksista siitä, että taskukosteikolla oli jo ensimmäisenä seurantavuonna hieman muita Niitun altaita enemmän 2. ja 3. kokoluokan vesiselkärangattomia. Viimeisenä seurantavuonna niiden osuus vielä kasvoi, mikä myös kasvatti biomassaindeksiä.

Vastaavaa kehitystä ei ole nähtävillä Niitun pääaltaalla, jossa suurempien kokoluokkien yksilömäärät eivät nousseet. Pienimmän kokoluokan määrät kuitenkin laskivat, minkä vuoksi biomassaindeksi on viimeisenä seurantavuonna edellisiä vuosia pienempi. Vuonna 2015, kun muilla Niitun altailla vesikirppujen määrä oli poikkeuksellisen alhaalla, ilmeni pääaltaalla massaesiintymä, minkä vuoksi myös biomassaindeksi kasvoi huomasti. Pääallas on pinta-alaltaan Niitun altaista suurin ja syvin, minkä vuoksi kasvillisuuden asettuminen on ollut muita altaita hitaampaa ja avoveden määrä on suuri. Lisäksi altaassa esiintyy kaloja. Tämä näkyy tuloksissa suurempien kokoluokkien vähyytenä.

Tulvaniityllä pienimmän kokoluokan vesiselkärangattomien määrä oli ensimmäisenä seurantavuonna Niitun altaista suurin, mutta seuraavina vuosina varsin vähäinen. Toisen ja kolmannen kokoluokan vesiselkärangattomien osuudet ovat kahtena viimeisenä vuonna suurempia kuin ensimmäisen kokoluokan. Myös biomassaindeksi laskee joka vuosi. Tulvaniitty on mataluutensa vuoksi kasvittunut nopeasti, eikä siellä esiinny kaloja. Tämän vuoksi tulokset ovat odotettuja. Tuloksia kuitenkin vääristää se, että altaan pyydyksestä löytyi kaikkina vuosina manterin poikanen, joka on todennäköisesti syönyt pyydyksessä olevia vesiselkärangattomia. Tulokset otettiin tästä huolimatta mukaan tutkimukseen suuntaa-antavina. Tulvaniitty on paitsi manterien, myös rusko- ja viitasammakon suosima habitaatti, mikä saattaa vaikuttaa vesiselkärangattomien populaatioihin.

Biomassaindeksin lasku vuodesta 2015 vuoteen 2016 näyttää johtuvan pitkälti vesikirppujen ja myös hankajalkaisten määrän romahduksella. Vuonna 2015 näkyi selvä piikki erityisesti vesikirpun esiintymisessä Niitun kosteikon pääaltaalla. Eläinplanktonin biomassa voi vaihdella suuresti vuosien välillä tai vesistön eri osissa. Biomassan vuosittainen vaihtelu voi selittyä monella tekijällä, kuten kalojen ja vesiselkärangattomien aiheuttamalla saalistuspaineella, saatavilla olevan ravinnon laadulla sekä sääolosuhteiden muutoksilla (Vartiainen 2006). Eläinplankton myös tyypillisesti esiintyy laikuittain ryhmittyminä johtuen sekä fysikaalisista että biologisista tekijöistä (Pinel-Alloul 1995), minkä vuoksi yhden pyydyksen eläinplankton biomassaindeksi ei välttämättä edusta koko vesistön eläinplanktonia. Muilla Niitun altailla esiintyi vuoden 2015 seurannoissa huomattavasti pääallasta vähemmän vesikirppuja ja hankajalkaisia, mikä viittaa siihen, että virtaus oli kuljettanut veden mukana keijuvaa eläinplanktonia kosteikon alajuoksulle massaesiintymäksi.

Biomassaindeksin suhteen odotuksena oli, että se nousisi kasvillisuuden asettumisen myötä ja olisi Portin kosteikolla suurempi kuin nuoremmalla Niitun kosteikolla. Lisäksi

runsaskalaisen Enäjärven biomassaindeksin olisi voinut odottaa olevan alhaisempi kuin Portin kosteikolla, jolla kaloja esiintyy jonkin verran, mutta joka mataluutensa ja rehevämmän kasvipeitteensä vuoksi tarjoaa enemmän suojapaikkoja vesiselkärangattomille. Niitun altaista tulvaniitylle ei kaloilla ole pääsyä lainkaan, eikä saviuomassa tai taskukosteikollakaan ole tavattu kaloja, joten kasvillisuuden asettuessa biomassaindeksin odotettiin Niitulla nousevan. Biomassavertailussa ilmeni kuitenkin, että Enäjärven biomassaindeksi laski selvästi jokaisena seurantavuonna. Ensimmäisenä vuonna se oli seurattavissa kohteissa suurin ja viimeisenä pienin, kun taas Niitun ja Portin kosteikoilla ensimmäisen ja viimeisen seurantavuoden indeksit olivat suurin piirtein yhtä suuret vuoden, vuoden 2015 indeksin ollessa kummallakin kosteikolla suurin. Enäjärven biomassaindeksin ja yksilöiden määrän laskun syytä voi vain spekuloida. Vaikuttiko kosteikkojen rakentaminen jotenkin asiaan esimerkiksi vähentyneen ravinnepitoisuuden ja orgaanisen aineksen tai houkuttelevampien habitaattien ilmestymisen kautta?

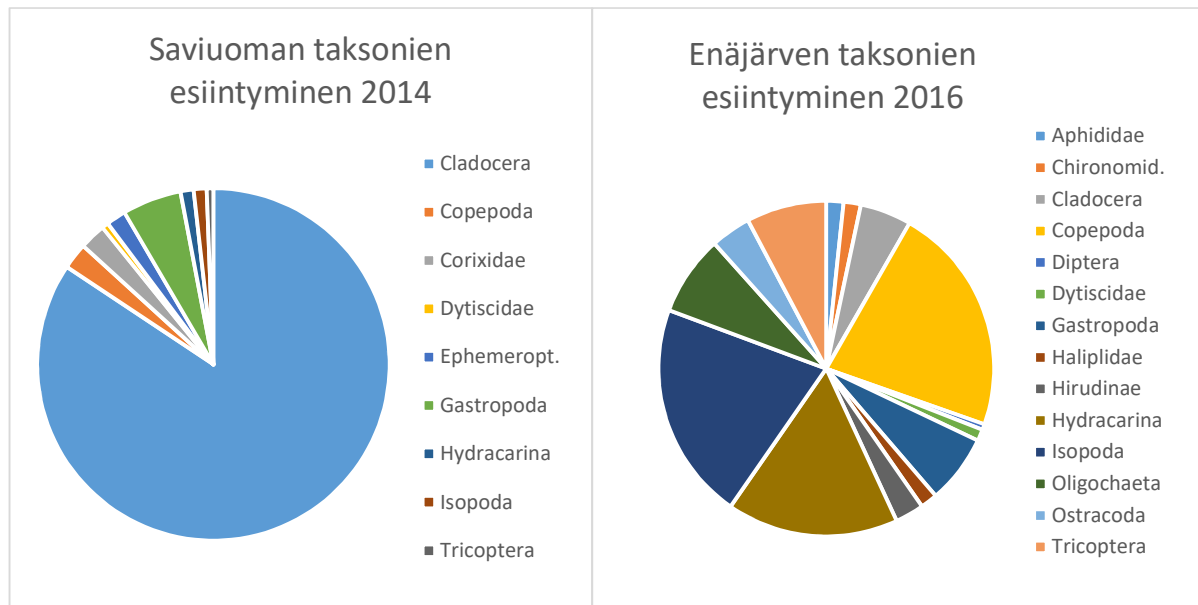
4.2 Monimuotoisuus

Rakennetun kosteikon ikä ja kasvillisuuden sukkession vaihe vaikuttavat vesiselkärangattomien lajirikkauteen. Tutkiessaan piisamin laidunnuksen vaikutuksia vesiselkärangattomien esiintymiseen Nummi ym. (2006) havainnoivat, että kasvillisuuden sukkession alkuvaiheessa avoimen veden alueilla vesiselkärangattomien monimuotoisuus on matalimmillaan, kun taas korkeinta monimuotoisuus on sekakasvillisuuden alueilla. Hansson ym. (2005) puolestaan määrittelivät, että vesiselkärangattomien maksimilajirikkauden saavuttaminen rakennetuissa kosteikoissa vie vähintään 4 vuotta.

Samansuuntainen kehitys on nähtävissä myös vertailtaessa Portin ja Niitun kosteikkoja Enäjärveen. Portilla, jolla vallitsee sekakasvillisuus, on lajirikkaus suurin piirtein vastaavaa kuin Enäjärven rannalla, jonka kasvillisuus koostuu pääasiassa osmankäämistä, järvikortteesta sekä järvikaislasta. Niitun kosteikolla monimuotoisuus oli pienempää kasvillisuuden sukkession varhaisemman vaiheen vuoksi. Vesikirput, jotka ovat tyypillisiä ensimmäisiä saapujia, dominoivat Niitun kosteikolla ensimmäisenä ja Niitun pääaltaalla vielä toisenakin seurantavuonna. Viimeiseen seurantavuoteen mennessä Niitun kosteikolla esiintyi kuitenkin jo useampaa taksonia (18) kuin Portin kosteikolla (14) tai Enäjärvessä (14), vaikka monimuotoisuusindeksi onkin Niitulla pienin taksonien epätasaisen esiintymisen vuoksi.

Niitun eri altaiden vertailussa näkyy, että monimuotoisuus on suurinta taskukosteikolla, joka on altaista vanhin ja kasvillisuudeltaan runsasta. Toisaalta tulvaniityn ja hieman yllättäen myös pääaltaan monimuotoisuusindeksi on miltei yhtä suuri. Huomattavasti alhaisempaa monimuotoisuus sen sijaan on saviuomalla. Saviuomalla toisena ja kolmantena seurantavuotena dominoi vesisiira, joita oli peräti 80% pyydyksiin jääneistä yksilöistä vuonna 2016. Vesisiirat kuuluvat silpojiin (shredder), jotka hankkivat ravintonsa silpomalla karkeaa orgaanista ainetta, kuten pudonneita lehtiä (Moore 1975). Siirojen määrän kasvu voi johtua detrituksen määrän kasvusta. Niitun kosteikkoon sisään virtaava vesi saapuu ensin saviuomaan, joka leveänä ja matalana on suunniteltu hidastamaan veden virtausta, jolloin sinne laskeutuu paljon veden mukanaan kuljettamasta karikkeesta. Lisäksi orgaanisen aineksen määrään vaikutti myös saviuoman oman kasvillisuuden lisääntyminen sitten altaan kaivamisen talvella 2013-2014. Tämä lienee yksi syy vesisiirujen yleistymiseen. Myös taskukosteikossa vesisiirat dominoivat vuoden 2016 otosta.

Hieman yllättäen oli Enäjärven monimuotoisuusindeksi vuonna 2016 koko tutkimuksen korkein (2,2) (kuva 15). Monimuotoisuus Enäjärvellä lisääntyi joka vuosi, samalla kun yksilömäärät sekä biomassaindeksi laski. Pyydyksiin jääneet vähäiset vesiselkärangattomat edustivat melko tasaisesti eri taksoneita, mikä osaltaan vaikutti monimuotoisuusindeksin nousuun.



Kuva 15. Tutkimuksen pienimmän (0,72) ja suurimman (2,2) monimuotoisuuden havainnollistavat ympyräkuvaajat. Taksonien määrän lisäksi monimuotoisuuteen vaikuttavat taksonien yksilömäärien tasainen jakauma.

Enäjärveen verrattuna Portin lajistossa oli poikkeavaa erityisesti sukeltajien suurempi osuus. Siinä missä muiden taksonien osuudet vaihtelivat vuodesta toiseen eri vesistöissä, oli Portilla joka vuosi enemmän sukeltajia kuin Enäjärvessä tai Niitun kosteikolla. Monimuotoisuuden kannalta kosteikot voivat olla tärkeitä, vaikka niissä esiintyvien taksonien määrä ei olisikaan korkeampi kuin muissa vesistöissä, jos niissä esiintyy eri taksonia kuin muilla alueen vesistöissä. Tällöin maisematasoinen monimuotoisuus lisääntyy, vaikka monimuotoisuus ei pienessä kosteikossa olisikaan huomattavan suurta (Wright ym. 2002). Jaccardin indeksin mukaan vuonna 2016 Nummelan kosteikkojen vesiselkärangattomien taksonista vajaa 70 % oli samoja kuin Enäjärvellä, mikä tarkoittaa, että kosteikoilla esiintyi sellaisia lajeja, joita järvestä ei tavattu. Näin ollen kosteikoiden voidaan ajatella lisäävän maisematason monimuotoisuutta vesiselkärangattomien osalta.

Sekä Niitun että Portin kosteikolla esiintyi kaikkina vuosina päivänkorenon ja vesiperhosen toukkia, joita käytetään vesistöjen ekologisen tilan indikaattoreina. Niiden määrät kuitenkin vähenivät kummallakin kosteikolla, mikä saattaa johtua orgaanisen aineksen kerääntymisestä pohjille. Yksilöt tulisi tunnistaa lajilleen, jotta tarkempi analyysi kosteikkojen ekologisesta tilasta olisi mahdollista. Heikkoon ekologiseen tilaan viittaavaa surviaissääskien toukkien tai harvasukasmatojen dominointia ei kosteikoilla kuitenkaan esiintynyt.

4.3 Kosteikkojen muu eliöstö

Nummelan kosteikoilla on seurattu vesiselkärangattomien lisäksi sammakkoeläimiä, vesilintuja sekä lepakoita. Vesiselkärangattomilla on tärkeä rooli muun eliöstön asettumisessa uuteen habitaattiin. Suoria syy-seuraussuhteita on vaikea osoittaa, sillä kosteikkoympäristössä on monia vaikuttavia muuttujia ja eliöstö luonteeltaan liikkuvaista. Seurannan tuloksia voidaan kuitenkin tarkastella suuntaa-antavina.

Sammakkoeläinten asettumista kosteikoille on seurattu vuodesta 2014 lähtien kutulaskennoin. Laskennassa otettiin huomioon kutupalloja muodostavien ruskosammakon (*Rana temporaria*) sekä viitasammakon (*Rana arvalis*) kudut, joita ei eroteltu lajin perusteella. Seurannan tuloksista näkyy, miten Niitun kosteikon eri osien suosio

kutupaikkoina vuosien varrella muuttui (taulukko 4). Ensimmäisenä seurantavuonna Niitun kosteikolla kutua oli lähes yksinomaan taskukosteikolla, jossa kasvillisuus oli jo asettunut. Seuraavina kahtena seurantavuonna tulvaniityllä kutumassojen määrä kasvoi merkittävästi ja myös saviuoma kasvatti selvästi suosiotaan kutupaikkana. Pääaltaalle sen sijaan sammakot eivät juuri kuteneet. Portin kosteikolla kutumäärät pysyivät suurin piirtein samansuuruisina vuodesta toiseen ja sammakot kutivat aina samoihin rannan luhtamaisiin kohtiin, joihin kalojen on normaaleilla vedenkorkeuksilla hankala päästä.

Taulukko 4. Kutuseurannan tulokset vuosina 2014 – 2016 Portin ja Niitun kosteikoilta.

Allas	Rakennusvuosi	Vedenalainen alue (ha)	Kutupallojen lkm 2014	Kutupallojen lkm 2015	Kutupallojen lkm 2016
Portin kosteikko	2010	0,42	27	36	36
Niittu pääallas	2013–2014	0,74	0	6	2
Niittu tulvaniitty	2013	0,4	0	44	230
Niittu taskukosteikko	2011	0,1	115	129	91
Niittu saviuoma	2013–2014	0,1	6	57	75

Tulvaniityllä tavattiin jokaisena seurantavuonna mantereita sekä manterin poikasia, joita ei muilla Niitun altailla havaittu. Vesiselkärangattomille tarkoitettussa pyydyksessä oli tulvaniityllä joka vuosi manterin poikasia. Muihin pyydyksiin ei jäänyt mantereita minään vuonna. Tämä viittaa siihen, että tulvaniitty on olosuhteiltaan mieluista elinympäristö mantereille ja kutulaskentojen perusteella myös muille sammakkoeläimille. Sammakkoeläinten huvetessa kiihtyvää tahtia ympäri maailman, on tärkeää taata soveltuvia habitaatteja. Tässä tavoitteessa voidaan katsoa tulvaniityn onnistuneen.

Sammakkoeläinten määrä kasvoi kutulaskentojen perusteella jokaisena vuonna erityisesti Niitun kosteikolla. Tästä voi päätellä, että edes kosteikon ensimmäisen altaan, saviuoman, vesi ei ole niin huonolaatuista, että sammakkoeläimet välttelisivät sitä lisääntymispaikkana. Sammakkoeläinten on havaittu kutevan varsin monenlaisiin rakennettuihin kosteikkoihin, mutta välttelevän kosteikkoja, jotka sijaitsevat keskellä intensiivisesti viljeltyä maisemaa ja on arveltu, että huonolaatuinen, vahvasti ravinteikas vesi heikentää jälkeläisten selviytymistä. Tätä selvittääkseen Loman & Lardner (2006) istuttivat ruskosammakon ja viitasammakon kutua maatalousmaiden lampiin sekä

verrokkilampiin vertaillakseen kudun ja nuijapäiden selviytymistä. Jälkeläisten eloonjääminen oli yhtä todennäköistä maatalousmaiden lammilla kuin vertailukohteillakin, eikä siis näytä todennäköiseltä, että veden korkea ravinnepitoisuus olisi merkittävä tekijä lisääntymispaikan valinnassa. Sen sijaan monissa tutkimuksissa on todettu, että vesistöä ympäröivän terrestriaalisen habitaatin laatu vaikuttaa merkittävästi sammakkoeläinten esiintymiseen (Semlitsch & Bodie 2003; Simon ym. 2010 ja McCarthy & Lathrop 2011). Kummankin Nummelan kosteikkopuiston välittömässä läheisyydessä sijaitsee metsää, joka on sammakkoeläimille suotuisaa elinympäristöä (Simon ym. 2010). Tämä lienee yksi merkittävä tekijä sammakkoeläinten suurelle esiintymiselle kosteikoilla. Erityisen paljon kutua esiintyy Niitun matalissa ja pääosin kalattomissa altaissa, joihin kasvillisuus on alkanut asettua ja joissa mataluutensa vuoksi nousee lämpötila nopeasti aurinkoisina päivinä. Portin kosteikolla kutua esiintyi erityisesti kosteikon tulva-alueella, jossa runsaan kasvillisuuden vuoksi kalojen saalistuspaine on pienempi kuin avoimemmilla alueilla. Samoilla alueilla esiintyi myös eniten sukeltajia vesiselkärangattomien seurannoissa. Portin kosteikolla on tavattu myös aikuisia mantereita sekä rupikonnia (*Bufo bufo*), joiden kutuja ei kutuseurannoissa pystytä laskemaan.

Vesilintuja on kosteikoilla seurattu jo vuodesta 2013. Vakiintuneita pesijöitä kummallakin kosteikolla ovat sinisorsat, joita on joinain kesinä tavattu useampikin poikue sekä Portin että Niitun kosteikoilla. Myös telkät ja tavit (*Anas crecca*) ovat pesineet kummallakin kosteikolla. Portin kosteikon erikoisuus on ainakin kolmena kesänä kosteikolla pesinyt liejukana (*Gallinula chloropus*), joka Luontoportin kuvailun mukaan esiintyy ”harvalukuisena pesijänä Etelä-Suomen parhailla lintujärvillä ja lammilla” (Luontoportti 2017). Kahlaajista on Niitun kosteikolla useana kesänä pesinyt töyhtöhyppä (*Vanellus vanellus*) sekä rantasipi (*Actitis hypoleucos*).

Kesällä 2014 tehtiin Niitun ja Portin kosteikoilla myös lepakkoseurantoja. Kummallakin kosteikolla tavattiin sekä pohjanlepakoita (*Eptesicus nilssonii*) että vesisiippoja (*Myotis daubentonii*). Samat lajit esiintyivät myös Enäjärvelle tehdyssä seurannassa. Jalanjälkien perusteella on Niitun kosteikolla liikkunut myös saukko (*Lutra lutra*), joka on toinen kosteikkoympäristöissä viihtyvä nisäkäs.

Vihdin kunnan toimesta syntyy Niitun kosteikon yläjuoksulle vielä yksi kosteikko, jolloin Kilsoinojan vedet kulkevat kolmen kosteikon läpi ennen purkautumistaan Enäjärveen. Lisääntynyt kosteikkopinta-ala edistää sekä vedenpuhdistusta että biodiversiteettiä. Eliöstön lajien määrä tyypillisesti kasvaa, kun alue kasvaa (Connor & McCoy 1979), ja vähenee, jos eristäytyneisyys kasvaa (Brown & Dinsmore 1986).

4.4 Tutkimuksen validiteetti ja tarve jatkotutkimukselle

Tässä tutkimuksessa pyrittiin selvittämään eliöstön monimuotoisuutta ja sen kehitystä Vihdin Nummelan rakennetuilla taajamakosteikoilla. Eliöstön monimuotoisuutta lähestyttiin vesiselkärangattomien kautta, sillä ne muodostavat merkittävän energialinkin perustuottajien ja ylemmän tason kuluttajien välillä, ja niiden runsas esiintyminen luo puitteet myös monen muun eläimen esiintymiselle. Muun eliöstön osalta tyydyttiin pintapuolisempaan tarkasteluun.

Aineisto on kerätty yhden henkilön toimesta, joten menetit ovat vuodesta toiseen pysyneet samana. Taksonien tunnistukseen ja mittaukseenkin on osallistunut yhteensä vain kaksi henkilöä. Koska taksonien tunnistaminen jätettiin yleiselle tasolle, ovat määritykset luotettavia. Lisäksi aineisto on kerätty joka vuosi suurin piirtein samaan aikaan vuodesta, joten vuodenajalla ei ole vääristävää vaikutusta tuloksiin.

Niitun kosteikon eri altaisiin pyydykset aseteltiin pinta-alan mukaan silmämääräisesti arvioiden. Tulvaniityn pinta-alan arvio oli alakanttiin ja altaaseen päätyi vain yksi pyydys. Joka vuosi tulvaniityn pyydyksessä oli manterin toukka, mikä saattaa vääristää tuloksia. Toisaalta myös pyydyksiin jääneet vesiselkärangattomat lienevät syöneen toisiaan.

Vesiselkärangattomien seurannassa vuosittaiset vaihtelut voivat olla suuria, joten trendien varmuudella havaitseminen vaatisi useamman vuoden seuranta. Tässä tutkimuksessa hyödynnetty kolmen vuoden seurantasarja ei vielä riitä ennustamaan tulevien vuosien kehitystä. Lisäksi pyydykset olivat vedessä vain kaksi vuorokautta jokaisena seurantavuonna, mikä jättää paljon sattuman varaan. Koko kesän pituisella seurannalla saisi suuremman varmuuden kehityksen suunnasta, mutta sellainen työmäärä ei ollut tässä tutkimuksessa mahdollista.

Tässä tutkimuksessa vesiselkärangattomien tunnistaminen jäi heimo- tai sukutasolle. Tarkemmalla lajitunnistamisella voisi jatkotutkimuksissa päätellä enemmän kosteikkojen ekologisesta tilasta. Mahdollisissa jatkotutkimuksissa voisi myös ympäristötekijät, kuten kasvillisuuden, kalaisuuden sekä sisään virtaavan veden laadun, ottaa huomioon tilastollisissa analyysissä, jotta voitaisiin perustellummin määritellä, mitkä tekijät ovat merkittäviä vesiselkärangattomien populaatioiden muokkaajia Nummelan kosteikoilla.

5 JOHTOPÄÄTÖKSET

Nummelan kosteikkojen voidaan näiden tulosten perusteella päätellä tarjoavan habitaatteja monimuotoiselle eliöstölle. Vesiselkärangattomien populaatioiden kehitys vaikuttaa seuraavan luonnonvesistöjen kehitystä. Sammakkoeläimet ovat löytäneet kosteikoille ja käyttävät erityisesti Niitun kalattomia altaita kutupaikkoina suurissa määrin. Myös eri linnut ovat hyödyntäneet kosteikkoja pesimispaikkoina. Kosteikot on alusta alkaen pyritty suunnittelemaan niin, että ne tuottavat useita ekosysteemipalveluja vesiensuojelusta monimuotoisuuden tukemiseen. Tämä tutkimus ei ole antanut syytä epäillä, että kosteikot muodostaisivat ekologisen loukun paikalliselle eliöstölle, mutta toisaalta kerätyllä aineistolla ei pystytä sellaista vaihtoehtoa täysin poiskaan sulkemaan. Eri tavoitteet luovat osiltaan ristiriitaisia vaatimuksia kosteikkojen ominaisuuksille, mutta Nummelassa tehtyjen seurantojen tulokset näyttävät, että eliöstön habitaattien luomisen osalta suunnittelua voidaan pitää onnistuneena.

Kaupungistumisen jatkuessa on tärkeä löytää tapoja, joilla maankäytön muutosten aiheuttamaa habitaattien katoa ehkäistään. Tämän tutkimuksen perusteella taajamakosteikot voisivat hyvin olla yksi tapa edesauttaa lajien säilymistä. Rakennettujen kosteikkojen avulla voidaan luoda elinympäristöjä ja ekologisia käytäviä urbaaneille alueille niille lajeille, jotka tarvitsevat pieniä vesistöjä selviytyäkseen. Samalla kosteikot tasoittavat tulvahuippuja, puhdistavat valumavesiä ja tarjoavat virkistystä ja luontoelämyksiä taajama-alueiden asukkaille. Jotta veden puhdistuksen ja eliöstön monimuotoisuuden osittain ristiriitaiset vaatimukset voitaisiin toteuttaa samalla kosteikolla, tulee huomioida ympäröivän terrestriaalisen maiseman kasvillisuus ja suojavyyhykkeet. Akvaattisen kasvillisuuden suuri määrä lisää eliöstön monimuotoisuutta ja tehostaa ravinteiden poistoa. Lisäksi kalojen pääsyn estäminen kosteikolle tarjoaa paremmat elinolot muille lajeille, eikä ole haitaksi myöskään kosteikon toiminnalle veden puhdistajana.

LÄHTEET

- Alhainen, M., Niemelä, T., Siekkinen, J., Svensberg, M., Kuittinen, J., Nurmi, J., Väyrynen, H., Rautiainen, M., Väänänen, V-M., Nummi, P., Berndtson, S. ja Korkiakoski, P. 2015. Kosteikko-opas. Newprint Oy, Raisio.
- Asetus vesilintujen elinympäristönä kansainvälisesti merkittäviä vesiperäisiä maita koskevan yleissopimuksen voimaansaattamisesta 3/1976. Helsinki. 16.1.1976.
- Battin, J. 2004. When good animals love bad habitats: Ecological Traps and the Conservation of Animal Populations. *Conservation Biology*, 1482–1491. Volume 18, No. 6, December 2004
- Batzer, D.P. & Wissinger, S.A. (1996) Ecology of insect communities in nontidal wetlands. *Annual Review of Entomology* 41:75–100
- Boyer, R. & Grue, C.E. 1995. The need for water quality criteria for frogs. *Environmental Health Perspectives* 103 no. 4: 352–357
- Brand, A. B., & Snodgrass, J. W. 2009. Value of artificial habitats for amphibian reproduction in altered landscapes. *Conservation Biology*, 24(1): 295–301
- Brown, M. & Dinsmore, J.J. 1986. Implications of marsh size and isolation for marsh bird management. *The Journal of Wildlife Management*, Vol. 50, No. 3: 392-397
- Brown, D.J., Street, G.M., Nairn, R.W. & Forstner, M.R.J. 2012. A place to call home: amphibian use of created and restored wetlands. *International Journal of Ecology*. doi:10.1155/2012/989872
- Cappiella, K., Fraley-McNeal, L., Novotney, M. & Schueler, T. 2008. The Next Generation of Stormwater Wetlands *Wetlands & Watersheds Article #5*. Center for Watershed Protection.
- Connor, E.F. & McCoy, E.D. 1979. The Statistics and Biology of the Species-Area Relationship. *The American Naturalist*, Vol. 113, No. 6: 791-833

Eadie, J. M. & Keast, A. 1982. Do goldeneye and perch compete for food? *Oecologia* 55: 225–230

Eriksson, M. O. G. 1979. Competition between freshwater fish and goldeneyes *Bucephala clangula* (L.) for common prey. *Oecologia* 41: 99–107

Eriksson, M. O. G. 1983. The role of fish in the selection of lakes by nonpiscivorous ducks: mallard, teal and goldeneye. *Wildfowl* 34: 27–32.

FINLEX. 2014. 682/2014, Laki maankäyttö- ja rakennuslain muuttamisesta. www.finlex.fi/fi/laki/alkup/2014/20140682

Garie, H. L. & McIntosh, A. 1986. Distribution of benthic macroinvertebrates in a stream exposed to urban runoff. *Water Resources Bulletin* Vol. 22, No. 3: 447-455.

Giles, N. 1994. Tufted Duck (*Aythya fuligula*) habitat use and brood survival increases after fish removal from gravel pit lakes *Hydrobiologia* 279: 387.
doi:10.1007/BF00027870

Gilinsky, E. 1984. The role of fish predation and spatial heterogeneity in determining benthic community structure. *Ecology*, Vol. 65, No. 2, pp. 455-468

Gregoire, D.R. & Gunzburger, M.S. 2008: Effects of Predatory Fish on Survival and Behavior of Larval Gopher Frogs (*Rana capito*) and Southern Leopard Frogs (*Rana sphenoccephala*). *Journal of Herpetology* 42: 97-103

Goodnight, C.J. 1973. The use of aquatic macroinvertebrates as indicators of stream pollution. *Transactions of the American Microscopical Society* 92, 1-13

Hammer, D. A. 1989. *Constructed Wetlands for Wastewater Treatment: Municipal, Industrial, and Agricultural*. Lewis Publishers, Inc., Chelsea, MI, USA.

Hansson, L.-A., Brönmark, C., Nilsson, P.A. & Åbjörnsson, K. 2005. Conflicting demands on wetland ecosystem services: nutrient retention, biodiversity or both? *Freshwater Biology* 50:705–714

Hartel, T., Nemes, S., Cogălniceanu, D., Öllerer, K., Schweiger, O., Moga, C. & Demeter, L. 2007. The effect of fish and aquatic habitat complexity on amphibians. *Hydrobiologia* 583:173–182

Holmén, H. 2014. Sorsien ja kalojen välinen ravintokilpailu - kalojen vaikutus vesiselkärangattomiin. Maisterintutkielma. Helsingin yliopisto. Metsätieteiden laitos. Metsäekologia. Helsinki 2014.
<https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/135541/Heikki.Holmen.Gradu.pdf?sequence=1>

IPCC. 2014. Summary for policymakers. In: *Climate Change 2014: Impacts, Adaptation, and Vulnerability. Part A: Global and Sectoral Aspects. Contribution of Working Group II to the Fifth Assessment Report of the Intergovernmental Panel on Climate Change* [Field, C.B., V.R. Barros, D.J. Dokken, K.J. Mach, M.D. Mastrandrea, T.E. Bilir, M. Chatterjee, K.L. Ebi, Y.O. Estrada, R.C. Genova, B. Girma, E.S. Kissel, A.N. Levy, S. MacCracken, P.R. Mastrandrea, and L.L. White (eds.)]. Cambridge University Press, Cambridge, United Kingdom and New York, NY, USA, pp. 1-32.

Kasvio, P., Ulvi, T., Koskiaho, J ja Jormola, J. 2016. Kosteikkojen ja biosuodatusalueiden toimivuus hulevesien käsittelyssä - HULE-hankkeen loppuraportti. Suomen ympäristökeskuksen raportteja 7/2016. Saatavilla:
https://helda.helsinki.fi/bitstream/handle/10138/160201/SYKEra_7_2016.pdf?sequence=1

Kent M. & Coker P. 1992. *Vegetation Description and Analysis – A Practical Approach*. CRC Press & Belhaven Press, London. 363 s.

Keskinarkaus, S., Matilainen, A., Kasari, H. & Kurki, S. 2009. Kosteikon perustamisen haasteet. Helsingin yliopisto, Ruralia-instituutti: raportteja 51.

Koli, A. 2016. Suomen matelijat ja sammakkoeläimet. Helsinki. Metsäkustannus. 180 s.

Lardner, B. 2000: Morphological and life history responses to predators in larvae of seven anurans. *Oikos* 88:169-180

Loman, J. & Lardner, B. 2006: Does pond quality limit frogs *Rana arvalis* and *Rana temporaria* in agricultural landscapes? A field experiment. *Journal of Applied Ecology*, 43, 690–700

- Laurila, A. 1998: Breeding habitat selection and larval performance of two anurans in freshwater rock-pools. *Ecography*. 21:484–494
- Le Viol, I., Chiron, F., Julliard, R. & Kerbiriou, C. 2012. More amphibians than expected in highway stormwater ponds. *Ecological Engineering*, 47: 146-154
- Le Viol, I., Mocq, J., Julliard, R. & Kerbiriou, C. 2009. The contribution of motorway stormwater retention ponds to the biodiversity of aquatic macroinvertebrates. *Biological Conservation* 142 (2009) 3163–3171
- Luontoportti. 2017. Liejukana, *Gallinula chloropus*. Lainattu: 22.2.2017. Saatavilla: <http://www.luontoportti.com/suomi/fi/linnut/liejukana>
- Maas, J. Vernheij, R.A., De Vries, S., Spreeuwenberg, P., Schellevis, F.G. & Groenewegen, P.P. 2009. Morbidity is related to a green living environment. *Journal of Epidemiology and Community Health* Volume 63, Issue 12, December 2009:967–973.
- McDonald, J.H. 2014. *Handbook of Biological Statistics* (3rd ed.). Sparky House Publishing, Baltimore, Maryland. Saatavilla: <http://www.biostathandbook.com/HandbookBioStatThird.pdf>
- Mace, G.M., Norris, K. and Fitter, A. H. 2012. Biodiversity and ecosystem services: a multilayered relationship. *Trends in Ecology and Evolution*, January 2012, Vol. 27, No. 1
- Magurran, A. E. 2004: *Measuring Biological Diversity*. Blackwell Publishing, Oxford, UK. 256 s.
- Marzluff, J. M., & Ewing, K. 2001. Restoration of Fragmented Landscapes for the Conservation of Birds: A General Framework and Specific Recommendations for Urbanizing Landscapes. *Restoration Ecology*, 9(3):280–292.
- McCarthy, K. & Lathrop, R.G. 2011. Stormwater basins of the New Jersey coastal plain: Subsidies or sinks for frogs and toads? *Urban Ecosyst* (2011) 14:395–413. DOI: 10.1007/s11252-011-0161-z
- Meland, S., Damsgård, M. B., Skipperud, L. & Heier, L. S. 2013. Accumulation of metals and metalloids in larvae of insects and frog living in wet sedimentation ponds receiving

runoff from a four-lane motorway. Urban Environment, DOI 10.1007/978-94-007-7756-9_44

Millennium Ecosystem Assessment. 2005a. Ecosystems and Human Well-being: Synthesis. Island Press, Washington, DC.

Millennium Ecosystem Assessment. 2005b. Ecosystems and Human Well-being: Biodiversity Synthesis. World Resources Institute, Washington, DC.

Moore J.W. (1975) The role of algae in the diet of *Asellus aquaticus* L. and *Gammarus pulex* L. The Journal of Animal Ecology, 44, 719-730.

Morris, E. K., Caruso, T., Buscot, F., Fischer, M., Hancock, C., Maier, T. S., Meiners, T., Müller, C., Obermaier, E., Prati, D., Socher, S. A., Sonnemann, I., Wäschke, N., Wubet, T., Wurst, S. & Rillig, M. C. 2014. Choosing and using diversity indices: insights for ecological applications from the German Biodiversity Exploratories. Ecology and Evolution 4(18): 3514– 3524.

Morse C.C., Hurny A.D. ja Cronan C. (2003) Impervious surface as a predictor of the effects of urbanization on stream insect communities in Maine, U.S.A. Environmental Monitoring and Assessment, 89, 95-127.

Murkin, H. R., Abbott, P. G. & Kadlec, J. A. 1983. A comparison of activity traps and sweep nets for sampling nektonic invertebrates in wetlands. Freshwater Invertebrate Biology 2: 99–106.

Naeem S. 2002. Ecosystem consequences of biodiversity loss: the evolution of a paradigm. Ecology 83: 1537–1552.

Nelson, S.M., Roline, R.A., Thullen, J.S., Sartoris, J.J., Boutwell, J.E. 2000. Invertebrate assemblages and trace element bioaccumulation associated with constructed wetlands. Wetlands 20:406–415

Niemelä, J. 1999. Ecology and urban planning. Biodiversity and Conservation 8: 119-131

Niemelä, J., Helle, I. & Jormola, J. 2004. Purovesistöjen merkitys kaupunkiluonnon monimuotoisuudelle. Loppuraportti. Suomen ympäristö 724

- Nummi, P., Kattainen, S., Ulander, P. & Hahtola, A. 2011. Bats benefit from beavers: a facilitative link between aquatic and terrestrial food webs.
- Nummi, P., Paasivaara, A., Suhonen, S. & Pöysä, H. 2013. Wetland use by brood-rearing female ducks in a boreal forest landscape: the importance of food and habitat. *Ibis* 155: 68–79.
- Nummi, P. & Pöysä, H. 1993. Habitat associations of ducks during different phases of the breeding season. *Ecography* 16: 319–328
- Nummi, P., Väänänen, V.-M. & Malinen, J. 2006. Alien grazing: indirect effects of muskrats on invertebrates. *Biological invasions* 8: 993–999.
- Nummi, P., Väänänen, V.-M., Rask, M., Nyberg, K. & Taskinen, K. 2012. Competitive effects of fish in structurally simple habitats: perch, invertebrates, and goldeneye in small boreal lakes. *Aquatic Sciences* 74: 343–350
- Paasivaara, A. & Pöysä, H. 2004. Mortality of common goldeneye (*Bucephala clangula*) broods in relation to predation risk by northern pike (*Esox lucius*). *Annales Zoologici Fennici* 41: 513–523
- Pedersen, E. R. & Perkins, M. A. 1986. The use of benthic invertebrate data for evaluating impacts of urban runoff. *Hydrobiologia* 139: 13–22
- Phillips, V.E. & Wright, R.M. 1993. The differences in behaviour and feeding success of tame Mallard ducklings *Anas platyrhynchos* in the presence of high and low fish populations at a gravel pit site, with reference to wild brood distribution. *Wildfowl* 44: 69–74
- Pielou, E. C. 1969. An introduction to mathematical ecology. - Wiley-Interscience, New York
- Pinel-Alloul B. 1995. Spatial heterogeneity as a multiscale characteristic of a zooplankton community. *Hydrobiologia* 300/301: 17–42
- Päijät-Hämeen Vesijärvisäätiö. 2014. 8. Hoitokalastus Enäjärvellä. Hoitokalastuksen kokemuksia, käytäntöjä ja tuloksia eräiltä suomalaisilta ja ruotsalaisilta järviltä. Saatavilla: www.puhdasvesijarvi.fi.

fi/easydata/customers/puhdasvesijarvi/files/jarvihoi/materiaalit/hyvien_kaytantajen_opas_1.0..pdf

Ramboll. 2013. Vihdin kunta. Enäjärven kunnostus vuosina 2005-2012. Yhteenvetoraportti. Saatavilla:
http://www.puhdasvesijarvi.fi/easydata/customers/puhdasvesijarvi/files/jarvihoi/materiaalit/enajarven_kunostus_2005-2012.pdf

Ramsar. 2015. Country profiles. Viitattu 14.3.2016. Saatavilla:
<http://www.ramsar.org/country-profiles>

Ramsar Convention Secretariat. 2013. The Ramsar Convention Manual: a guide to the Convention on Wetlands (Ramsar, Iran, 1971), 6th ed. Ramsar Convention Secretariat, Gland, Switzerland.

Rydell, J. 1986. Foraging and diet of the northern bat *Eptesicus nilssonii* in Sweden. *Holarctic Ecology* 9: 272-276

Scheffers, B.R. & Paszkowski, C.A. 2013. Amphibian use of urban stormwater wetlands: The role of natural habitat features. *Landscape and Urban Planning* 113: 139– 149

Scher, O. & Thiéry, A. 2005. Odonata, Amphibia and environmental characteristics in motorway stormwater retention ponds (Southern France). *Hydrobiologia* 551:237–251

Semlitsch, R.D. & Bodie, J.R. 2003. Biological criteria for buffer zones around wetlands and riparian habitats for amphibians and reptiles. *Conserv Biol* 17:1219–1228. doi: 10.1046/j.1523-1739.2003.02177.x

Semlitsch, R.D. & Bodie, J.R. 1998. Are small, isolated wetlands expendable? *Conservation Biology* 12:1129–1133

Silva, J. P., Phillips, L., Jones, W., Eldridge, J. and O'Hara, E. 2007. Life and Europe's wetlands, restoring a vital ecosystem. – Office for Official Publications of the European Communities.

Simon, J., Snodgrass, J., Casey, R. & Sparling, D. 2009. Spatial correlates of amphibian use of constructed wetlands in an urban landscape. *Landscape Ecology* 24:361–373

- Solman, V. 1945. The ecological relations of pike, *Esox lucius*, L., and waterfowl. *Ecology* 26: 157–170
- Spieles, D.J., Coneybeer, M. & Horn, J. 2006. Community structure and quality after 10 years in two central Ohio mitigation bank wetlands. *Environmental Management* 38:837–852
- Stirling, A. 1998. On the Economics and Measurement of Diversity. SPRU Electronic Working Papers Series. Paper No. 28. 134s.
- Tilastokeskus. 2015. Kuntien avainluvut. Saatavilla: <http://www.stat.fi/tup/alue/kuntienavainluvut.html#?year=2017&active1=SSS&active2=SSS>
- Tiner, R. W. 1984. Wetlands of the United States: Current Status and Recent Trends. Washington D.C., USA: National Wetlands Inventory, Fish and Wildlife Service, U.S. Department of the Interior. 59 s. [Viitattu 7.11.2016]. Saatavissa: http://www.arlis.org/docs/vol2/hydropower/APA_DOC_no._2417.pdf
- Varjus, T. 2015. Seurantatutkimus Vihdin Enäjärven fosforipidätyskyvyn kehityksestä. Pro Gradu-tutkielma. Helsingin yliopisto. Geotieteiden ja maantieteen laitos. Geologian osasto.
- Vartiainen, E. 2006. Jyväsjärven rantavyöhykkeen eläinplankton vuosina 2000–2002. Pro-Gradu tutkielma. Jyväskylän yliopisto, Bio- ja ympäristötieteiden laitos, Hydrobiologia ja limnologia.
- Vesientila 2017. Enäjärvi. Perustiedot. Viitattu: 28.2.2017. Saatavilla: <http://vesientila.fi/fi/kunnat/vihti/jarvet/enajarvi>
- Wahlroos, O., Valkama, P., Mäkinen, E., Ojala, A., Vasander, H., Väänänen, V-M., Halonen, A., Lindén, L., Nummi, P., Ahponen, H., Lahti, K., Vessman, T., Rantakokko, K. & Nikinmaa, E. (2015). Urban wetland parks in Finland: improving water quality and creating endangered habitats. *International Journal of Biodiversity Science, Ecosystem Services & Management*, 11:1, 46-60. DOI: 10.1080/21513732.2015.1006681
- Vaughan, N. 1997. The diets of British bats (Chiroptera). *Mammal Rev.* 27, NO. 2. 77-94

Vesipolitiikan puitedirektiivi. 2000. Euroopan parlamentin ja neuvoston direktiivi 2000/60/EY yhteisön vesipolitiikan puitteista. Euroopan yhteisöjen virallinen lehti L327. 72 s. <http://eur-lex.europa.eu/LexUriServ/LexUriServ.do?uri=CELEX:32000L0060:FI:HTML>

Wetzel R.G. 1983. Limnology, 2. painos. Saunders College Publishing, 767 s.

Windhager, S., Steiner, F., Simmons, M. T. & Heymann, D. 2010. Emerging Landscapes: Toward Ecosystem Services as a Basis for Design. *Landscape Journal* 29:2–10

Woodcock, T.S., Monaghan, M.C. & Alexander K.E. 2010. Ecosystem characteristics and summer secondary production in stormwater ponds and reference wetlands. *Wetlands* 30:461–474

Wright JP, Jones CG, Flecker AS. 2002. An ecosystem engineer, the beaver, increases species richness at the landscape scale. *Oecologia*. 132:96–101

Zhang, B., Gao-di, X., Li, N. & Wang, S. 2015. Effect of urban green space changes on the role of rainwater runoff reduction in Beijing, China. *Landscape and Urban Planning* 140:8–16.